



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

JONAS EDUARDO BIANCHIN

**DINÂMICA DA SERAPILHEIRA E ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS DO SOLO
EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA ATLÂNTICA**

CURITIBA

2017

JONAS EDUARDO BIANCHIN

**DINÂMICA DA SERAPILHEIRA E ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS DO SOLO
EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA ATLÂNTICA**

Tese apresentada como requisito para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Florestal, no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Renato Marques
Co-orientadora: Dra. Kelly G. Martins
Co-orientadora: Dra. Márcia C. M. Marques

CURITIBA

2017

Ficha catalográfica elaborada pela
Biblioteca de Ciências Florestais e da Madeira - UFPR

Bianchin, Jonas Eduardo

Dinâmica da serapilheira e atributos microbiológicos do solo em um gradiente altitudinal de floresta atlântica / Jonas Eduardo Bianchin. – Curitiba, 2017.
167 f. : il.

Orientadora: Orientador: Prof. Dr. Renato Marques

Coorientadoras: Prof.^a Dr.^a Kelly Geronazzo Martins

Prof.^a Dr.^a Márcia Cristina Mendes Marques

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Defesa: Curitiba, 03/07/2017.

Área de concentração: Conservação da Natureza.

1. Solos florestais. 2. Mata Atlântica. 3. Microrganismos do solo. 4. Serapilheira. 5. Teses. I. Marques, Renato. II. Martins, Kelly Geronazzo. III. Marques, Márcia Cristina Mendes. IV. Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias. V. Título.

CDD – 634.9

CDU – 634.0.114



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
Setor CIÊNCIAS AGRÁRIAS
Programa de Pós-Graduação ENGENHARIA FLORESTAL

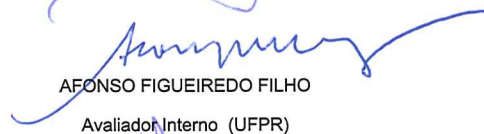
TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA FLORESTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **JONAS EDUARDO BIANCHIN** intitulada: **DINÂMICA DA SERAPILHEIRA E ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS DO SOLO EM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA ATLÂNTICA**, após terem inquirido o aluno e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

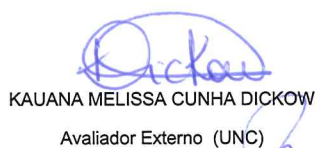
A outorga do título de doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

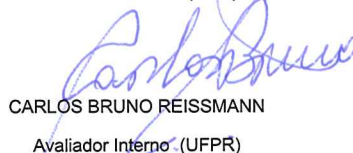
Curitiba, 03 de Julho de 2017.


RENATO MARQUES
Presidente da Banca Examinadora (UFPR)


AFONSO FIGUEIREDO FILHO
Avaliador Interno (UFPR)


MARCIA CRISTINA MENDES MARQUES
Co-orientador - Avaliador Externo (UFPR)


KAUANA MELISSA CUNHA DICKOW
Avaliador Externo (UNC)


CARLOS BRUNO REISSMANN
Avaliador Interno (UFPR)



Dedico este trabalho à minha família, que sempre esteve ao meu lado nessa tortuosa caminhada acadêmica: à minha companheira Evellyn, meu porto seguro; aos meus pais, Antonio e Marta, meus exemplos de vida; às minhas irmãs Cristiane, Cátia e Graciele; às demais pessoas que sempre estiveram ao meu lado nessa caminhada.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, acima de tudo, à Deus, farol da nossa frágil existência humana, pelas bênçãos e oportunidades concedidas durante toda a minha caminhada.

À minha companheira Evellyn, que me acompanhou em grande parte das minhas vivências acadêmicas, sempre ao meu lado em todos os momentos, me suportando e incentivando.

Aos meus pais, Antônio e Marta, meu porto seguro, por terem me ensinado os valores que tenho; às minhas irmãs Cristiane, Cátia e Graciele, por terem me propiciado um ambiente familiar único.

Ao meu orientador, Professor Renato Marques, pela amizade, orientação e ensinamentos, e pela confiança em mim depositada, que me proporcionou a oportunidade de cursar o mestrado e o doutorado.

Às minhas co-orientadoras Dra. Kelly G. Martins e Dra. Márcia C. M. Marques, pela valiosa contribuição na análise dos dados e na escrita, sem a qual o trabalho certamente não teria sido possível.

Aos amigos da pós-graduação que, direta ou indiretamente, me auxiliaram nas diversas etapas do doutorado, sem os quais certamente não teria sido possível tamanha empreitada: Cilmar, Hilbert, Cristine, Franciele, Everaldo, Amanda, Carolina, Franciele e Camila. Agradeço também aos bolsistas do PPBio Gabriel e Ricardo; e às demais pessoas que ajudaram nas várias etapas dos trabalhos de campo e de laboratório.

Ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal da UFPR; à CAPES, pela concessão da bolsa; à SPVS, pela cessão da área de estudo e apoio logístico; ao Programa de Pesquisa em Biodiversidade da Mata Atlântica (PPBio-MA) Regional Sul, pelo apoio quanto à logística e infraestrutura necessária à coleta dos dados, além da cessão de parte dos dados utilizados nesse trabalho, coletados por outros pesquisadores.

"Na história, como na natureza, a podridão é o laboratório da vida"

Karl Marx

RESUMO

A deposição de serapilheira e a ciclagem de nutrientes são processos de grande importância para a manutenção do funcionamento da Floresta Atlântica, além de influenciar a atividade microbiológica do solo. A altitude influencia a dinâmica da serapilheira e dos parâmetros microbiológicos, seja por efeitos meteorológicos, pedológicos ou por variações da própria vegetação. Este trabalho visou estudar a dinâmica de deposição, acúmulo e decomposição de serapilheira, os teores e estoques de nutrientes na serapilheira e alguns atributos microbiológicos do solo em um gradiente altitudinal de Floresta Ombrófila Densa, no litoral do Paraná. Foram alocadas 4 parcelas em diferentes altitudes. A serapilheira depositada foi coletada mensalmente e a serapilheira acumulada em cada estação, separada em frações, sendo determinados os teores e as quantidades de carbono, alumínio e macro e micronutrientes nas diferentes frações de serapilheira. A taxa de decomposição da serapilheira (k) foi estimada pela diferença entre a deposição e o acúmulo de serapilheira. O solo foi caracterizado quimicamente em diferentes profundidades, sendo que nas amostras superficiais (0-5 e 5-10 cm), foram determinados o carbono da biomassa microbiana (CBM), o nitrogênio microbiano (N_{mic}), a relação C:N da biomassa microbiana (CBM: N_{mic}), a respiração basal do solo (RBS) e o quociente metabólico (qCO_2), em quatro estações ao longo de um ano. Tanto a deposição quanto o acúmulo de serapilheira aumentaram com a altitude, o que diminuiu a taxa de decomposição da serapilheira (k). A quantidade anual de serapilheira depositada foi maior nas folhas em relação às demais frações. A deposição foi maior na primavera e verão, e o acúmulo de serapilheira foi maior no inverno, resultados das variações da precipitação e temperatura nessas estações, variáveis meteorológicas que apresentaram maior influência na deposição e acúmulo de serapilheira. Os valores de k foram maiores na primavera e verão, devido às condições climáticas mais favoráveis à atividade da biota decompositora da serapilheira. Houve efeito significativo do gradiente altitudinal nos teores de P, K, Ca, Mg, B, Cu e Zn nas frações de serapilheira depositada, e para K, Ca, Mg, B e Cu na serapilheira acumulada, sendo que os teores dos nutrientes na serapilheira depositada foram maiores que na serapilheira acumulada. Os nutrientes C, N, Ca, B e Mn apresentaram aumento no aporte na serapilheira depositada com o aumento da altitude, enquanto os nutrientes P, K, Mg, Al, Cu, Fe e Zn apresentaram diminuição. Na serapilheira acumulada, o estoque de todos os nutrientes aumentou com a altitude, devido ao maior acúmulo de serapilheira nas parcelas mais altas. Os parâmetros microbiológicos CBM, relação CBM: N_{mic} e RBS na camada superficial do solo aumentaram com a altitude, enquanto a RBS na camada subsuperficial, o N_{mic} e o qCO_2 diminuíram com o aumento da altitude. Entre as profundidades, a atividade biológica foi mais intensa na camada superficial do solo. Os maiores valores dos parâmetros microbiológicos foram observados no outono e inverno, com exceção da relação CBM: N_{mic} , que foi maior na primavera. O conteúdo de nutrientes na serapilheira acumulada, os parâmetros químicos do solo, assim como a altitude e a profundidade do solo, influenciaram os parâmetros microbiológicos do solo, sendo que houve diferenciação das parcelas em função da altitude, com maior efeito na camada superficial do solo.

Palavras-chave: Ciclagem de nutrientes, Floresta Ombrófila Densa, decomposição da serapilheira, microbiologia do solo.

ABSTRACT

Nutrient cycling, mainly by litterfall followed by litter decomposition, is the most important process for the maintenance of the Atlantic Forest, besides to influencing the microbiological activity of the soil. The altitude influences the dynamics of litterfall and microbiological parameters, either by meteorological, pedological or vegetation variations. This work aimed to study the dynamics of litterfall, litter accumulation and decomposition, nutrient contents and stocks in the litter and some microbiological attributes of the soil in an altitudinal gradient of Atlantic Rainforest, over the Paraná coast. Four plots with different altitudes were selected. The deposited litter was collected monthly and the litter accumulated in each season, separated in fractions, dry and weighted, and the contents and amounts of carbon, aluminum, macro and micronutrients were determined in the deposited and accumulated litter fractions. The rate of litter decomposition (k) was estimated by the difference between the deposition and the accumulation of litter. The soil was characterized chemically at different depths, and in the surface samples (0-5 and 5-10 cm), were determined the microbial biomass carbon (CBM), the microbial nitrogen (N_{mic}), the biomass C:N ratio ($CBM:N_{mic}$), basal soil respiration (RBS) and metabolic quotient (qCO_2) at four seasons throughout the year. Both litterfall and litter accumulation increased with altitude, which decreased the litter decomposition rate (k). The annual amount of litterfall was higher in the leaves in relation to the other fractions. The deposition was higher in the spring and summer, and the litter accumulation was higher in the winter, as a result of the variation of the precipitation and temperature in these seasons, meteorological variables which presented greater influence in the deposition and accumulation of litter. The values of k were higher in spring and summer, due to the climatic conditions more favorable to the activity of the litter decomposer biota. There was a significant effect of the altitudinal gradient in the levels of P, K, Ca, Mg, B, Cu and Zn in deposited litter fractions, and for K, Ca, Mg, B and Cu in the accumulated litter, and the nutrient contents in the deposited litter were higher than in the accumulated litter. The nutrients C, N, Ca, B and Mn showed an increase in the deposited litter uptake with altitude, while nutrients P, K, Mg, Al, Cu, Fe and Zn decreased. In the accumulated litter, all nutrients stock increased with the altitude, due to the greater accumulation of litter in higher plots. The microbiological parameters CBM, $CBM:N_{mic}$ ratio and RBS in the soil surface layer increased with the altitude, while RBS in the subsurface layer, N_{mic} and qCO_2 decreased with altitude. Biological activity was more intense in the superficial layer of the soil. The highest values of the microbiological parameters were observed in autumn and winter, except for the $CBM:N_{mic}$ ratio, which was higher in spring. The stock of nutrients in accumulated litter, the soil chemical parameters, as well as the altitude and soil depth, influenced the microbiological parameters of the soil, with differences between plots as a function of altitude, with greater effect in soil surface layer.

Key-words: Nutrient cycling, Atlantic Rainforest, litter decomposition, soil microbiology.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 –	ÁREA DE ESTUDO NA RNG EM ANTONINA, PR, COM DESTAQUE PARA AS PARCELAS SELECIONADAS PARA O ESTUDO.	27
FIGURA 2 –	VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS DA ESTAÇÃO METEOROLÓGICA INSTALADA NA RNG, REFERENTE AO PERÍODO DE ESTUDO. ..	29
FIGURA 3 –	ORDENAÇÃO POR ESCALONAMENTO MULTIDIMENSIONAL NÃO-MÉTRICO (NMDS) DAS PARCELAS AMOSTRADAS EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTAL OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.	36
FIGURA 4 –	RECORTE DO MAPA DE SOLOS DO ESTADO DO PARANÁ (FOLHA SG.22-X-D; ESCALA 1:250.000), INDICANDO A ÁREA DE ESTUDO.	38
FIGURA 5 –	DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DOS PONTOS DE COLETA E PROFUNDIDADES COLETADAS PARA ANÁLISE QUÍMICA DO SOLO EM ANTONINA, PR.	39
FIGURA 6 –	ORDENAÇÃO POR ESCALONAMENTO MULTIDIMENSIONAL NÃO-MÉTRICO (NMDS) DOS PARÂMETROS QUÍMICOS DO SOLO DAS PARCELAS DE ESTUDO, NA CAMADA DE 0-10 CM DE PROFUNDIDADE.	44
FIGURA 7 –	DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL (A) DOS COLETORES DE SERAPILHEIRA DEPOSITADA (B) E TRIAGEM DAS FRAÇÕES DE SERAPILHEIRA DEPOSITADA (C).	58
FIGURA 8 –	DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL (A) DOS GABARITOS DE COLETA DE SERAPILHEIRA ACUMULADA (B).	60
FIGURA 9 –	FRAÇÕES DE SERAPILHEIRA ACUMULADA TRIADAS NO ESTUDO DE CICLAGEM DE NUTRIENTES.	61
FIGURA 10 –	DEPOSIÇÃO MENSAL DE SERAPILHEIRA TOTAL EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.	65
FIGURA 11 -	ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA ENTRE AS VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS E A DEPOSIÇÃO DAS FRAÇÕES DE SERAPILHEIRA EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.	67

FIGURA 12 - ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA ENTRE AS VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS E A DEPOSIÇÃO TOTAL DE SERAPILHEIRA EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.....	70
FIGURA 13 – CORRELAÇÃO ENTRE A ALTITUDE E A SERAPILHEIRA TOTAL DEPOSITADA EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.....	73
FIGURA 14 – CORRELAÇÃO ENTRE A MÉDIA ANUAL DA SERAPILHEIRA TOTAL ACUMULADA E A ALTITUDE DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.....	77
FIGURA 15 - FRAÇÕES DE SERAPILHEIRA ACUMULADA POR ESTAÇÕES DO ANO EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.....	80
FIGURA 16 - CONSTANTE DE DECOMPOSIÇÃO (k) DA SERAPILHEIRA EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.	86
FIGURA 17 – ESQUEMA DE AGRUPAMENTO DAS FRAÇÕES DE SERAPILHEIRA DEPOSITADA E ACUMULADA PARA AS ANÁLISES QUÍMICAS.	98
FIGURA 18 – COLETA DE UM BLOCO DE SOLO (A) E MATERIAL UTILIZADO NA COLETA DE SOLO (B) PARA AS ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS.	119
FIGURA 19 - ENSAIO DE DETERMINAÇÃO DA RESPIRAÇÃO BASAL DO SOLO: FRASCO COM SOLO, TUBO DE ENSAIO E RECIPIENTE COM NaOH (A); TITULAÇÃO DO NaOH – ANTES (B) E DEPOIS (C) DA OBTENÇÃO DA NEUTRALIZAÇÃO DA SOLUÇÃO.....	122
FIGURA 20 - CORRELAÇÃO ENTRE O CARBONO DA BIOMASSA MICROBIANA E O GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.....	125
FIGURA 21 - CORRELAÇÃO ENTRE O NITROGÊNIO MICROBIANO E O GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.	127

FIGURA 22 - CORRELAÇÃO ENTRE A RELAÇÃO C:N DA BIOMASSA MICROBIANA E O GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.....	129
FIGURA 23 - CORRELAÇÃO ENTRE A RESPIRAÇÃO BASAL DO SOLO E O GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.	131
FIGURA 24 - CORRELAÇÃO ENTRE O QUOCIENTE METABÓLICO E O GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.	134
FIGURA 25 - ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA ENTRE O ESTOQUE DE NUTRIENTES NA SERAPILHEIRA ACUMULADA E OS ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS DO SOLO EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.	137
FIGURA 26 - ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA ENTRE OS PARÂMETROS QUÍMICOS DO SOLO E OS ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS DO SOLO EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.....	139

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 -	PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES ARBÓREAS AMOSTRADAS EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.....	34
TABELA 2 -	PROPRIEDADES QUÍMICAS DO SOLO AMOSTRADO EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.	41
TABELA 3 -	DEPOSIÇÃO ESTACIONAL DE SERAPILHEIRA TOTAL EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.	72
TABELA 4 -	DEPOSIÇÃO DE ANUAL SERAPILHEIRA (TOTAL E FRAÇÕES) EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.....	75
TABELA 5 -	SERAPILHEIRA TOTAL ACUMULADA POR ESTAÇÃO EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.	76
TABELA 6 -	MÉDIA ANUAL DA SERAPILHEIRA ACUMULADA POR FRAÇÕES EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa, ANTONINA, PR.	79
TABELA 7 -	CONSTANTE DE DECOMPOSIÇÃO (k), TEMPO MÉDIO DE RENOVAÇÃO (1/k), TEMPO DE DECOMPOSIÇÃO DE 50% ($T_{0,5}$) E 95% ($T_{0,05}$) DA SERAPILHEIRA EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa, EM ANTONINA, PR, COMPARADOS COM OUTROS ESTUDOS REALIZADOS EM DIVERSAS FITOFISIONOMIAS BRASILEIRAS.	83
TABELA 8 -	TEORES DE CARBONO, MACRONUTRIENTES, ALUMÍNIO E MICRONUTRIENTES NAS FRAÇÕES DE SERAPILHEIRA DEPOSITADA EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.....	101
TABELA 9 -	TEOR DE CARBONO, MACRONUTRIENTES, ALUMÍNIO E MICRONUTRIENTES NAS FRAÇÕES DE SERAPILHEIRA	

	ACUMULADA EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.....	103
TABELA 10 -	APORTE ANUAL E ESTOQUE MÉDIO ESTACIONAL DE NUTRIENTES NA SERAPILHEIRA DEPOSITADA E ACUMULADA EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.....	108
TABELA 11 -	VARIAÇÃO ESTACIONAL DO CARBONO DA BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.	126
TABELA 12 -	VARIAÇÃO ESTACIONAL DO NITROGÊNIO MICROBIANO DO SOLO EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa, ANTONINA, PR.	128
TABELA 13 -	VARIAÇÃO ESTACIONAL DA RELAÇÃO C:N DA BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO EM DUAS PROFUNDIDADES EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.	130
TABELA 14 -	VARIAÇÃO ESTACIONAL DA RESPIRAÇÃO BASAL DO SOLO EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.....	133
TABELA 15 -	VARIAÇÃO ESTACIONAL DO QUOCIENTE METABÓLICO DO SOLO EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa, ANTONINA, PR.	135

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANOVA	–	Análise de Variância
APA	–	Área de Proteção Ambiental
BMS	–	Biomassa Microbiana do Solo
CBM	–	Carbono da Biomassa Microbiana
CBM:N _{mic}	–	Relação C:N da Biomassa Microbiana
CO ₂	–	Dióxido de Carbono
DA	–	Densidade Absoluta
DAP	–	Diâmetro à altura do peito (1,30 m)
DoA	–	Dominância Absoluta
FESD	–	Floresta Estacional Semidecidual
FOD	–	Floresta Ombrófila Densa
FOM	–	Floresta Ombrófila Mista
MOS	–	Matéria Orgânica do Solo
N _{mic}	–	Nitrogênio Microbiano
PPBio	–	Programa de Pesquisa em Biodiversidade
qCO ₂	–	Quociente Metabólico
RBS	–	Respiração Basal do Solo
RNG	–	Reserva Natural da Guaricica
RPPN	–	Reserva Natural do Patrimônio Natural
SPVS	–	Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental
VI	–	Valor de Importância

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	9
LISTA DE TABELAS	12
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	14
CAPÍTULO 1 - CONTEXTUALIZANDO O OBJETO E A ÁREA DE ESTUDO	18
1 A FLORESTA ATLÂNTICA NO PARANÁ.....	18
2 DINÂMICA DA SERAPILHEIRA E NUTRIENTES NA FLORESTA ATLÂNTICA.....	20
3 PARÂMETROS BIOLÓGICOS DO SOLO	22
4 INFLUÊNCIA DO GRADIENTE ALTITUDINAL	24
5 ÁREA DE ESTUDO	26
5.1 CLIMA.....	28
5.2 VEGETAÇÃO.....	30
5.3 GEOLOGIA E SOLOS	36
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	45
CAPÍTULO 2 - DINÂMICA DE DEPOSIÇÃO, ACÚMULO E DECOMPOSIÇÃO DE SERAPILHEIRA EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL NA FLORESTA ATLÂNTICA NO PARANÁ.....	54
1 INTRODUÇÃO.....	54
2 MATERIAL E MÉTODOS	57
2.1 COLETA E PROCESSAMENTO DA SERAPILHEIRA DEPOSITADA	57
2.2 COLETA E PROCESSAMENTO DA SERAPILHEIRA ACUMULADA	59
2.3 CÁLCULO DA TAXA DE DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA	62
2.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS	63
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	64
3.1 SERAPILHEIRA DEPOSITADA.....	64
3.2 SERAPILHEIRA ACUMULADA	76
3.3 TAXA DE DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA	81
4 CONCLUSÕES.....	86
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	87

CAPÍTULO 3 - APORTE E ESTOQUE DE NUTRIENTES NA SERAPILHEIRA DE UM GRADIENTE ALTITUDINAL NA FLORESTA ATLÂNTICA DO PARANÁ..... 95

1	INTRODUÇÃO.....	95
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	98
2.1	ANÁLISE QUÍMICA DA SERAPILHEIRA	98
2.2	ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	99
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	99
3.1	TEOR DE NUTRIENTES NA SERAPILHEIRA DEPOSITADA E ACUMULADA.....	100
3.2	APORTE E ESTOQUE DE NUTRIENTES NA SERAPILHEIRA.....	106
4	CONCLUSÕES.....	109
5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	110

CAPÍTULO 4 - RELAÇÃO ENTRE OS PARÂMETROS QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS DO SOLO EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL NA FLORESTA ATLÂNTICA DO PARANÁ..... 115

1	INTRODUÇÃO.....	115
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	118
2.1	COLETA, PROCESSAMENTO E ANÁLISES QUÍMICAS DO SOLO	118
2.2	COLETA E PROCESSAMENTO DO SOLO PARA ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS	119
2.3	CARBONO DA BIOMASSA MICROBIANA E NITROGÊNIO MICROBIANO .	120
2.4	RESPIRAÇÃO BASAL DO SOLO.....	121
2.5	QUOCIENTE METABÓLICO	123
2.6	ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	123
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	124
3.1	CARBONO DA BIOMASSA MICROBIANA, NITROGÊNIO MICROBIANO E RELAÇÃO C:N DA BIOMASSA MICROBIANA.....	125
3.2	RESPIRAÇÃO BASAL DO SOLO.....	130
3.3	QUOCIENTE METABÓLICO	133
3.4	INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS QUÍMICOS DA SERAPILHEIRA E DO SOLO NAS VARIÁVEIS BIOLÓGICAS DO SOLO.....	136
4	CONCLUSÕES.....	140
5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	140

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS GERAIS	145
APÊNDICE 1 - CORRELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS E A DEPOSIÇÃO MENSAL DE SERAPILHEIRA EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.....	160
APÊNDICE 2 - VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS MENSAIS DA SÉRIE HISTÓRICA (ESTAÇÃO DO SIMEPAR EM ANTONINA) E DO PERÍODO DE ESTUDO DE DEPOSIÇÃO DE SERAPILHEIRA (ESTAÇÃO NA RNG).	161
APÊNDICE 3 - PARÂMETROS QUÍMICOS DO SOLO DAS PARCELAS AMOSTRADAS EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.....	162
APÊNDICE 4 - FRAÇÕES DE SERAPILHEIRA ACUMULADA EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.	164
APÊNDICE 5 - CORRELAÇÃO ENTRE OS PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS E A UMIDADE GRAVIMÉTRICA DO SOLO EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.....	165
APÊNDICE 6 - MÉDIA ANUAL DOS PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS EM DUAS PROFUNDIDADES DO SOLO EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.....	167

CAPÍTULO 1

CONTEXTUALIZANDO O OBJETO E A ÁREA DE ESTUDO

1 A FLORESTA ATLÂNTICA NO PARANÁ

O bioma Mata Atlântica é um dos 25 *hotspots* de biodiversidade reconhecidos no mundo (MYERS et al., 2000; GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005; HÖFER et al., 2011) e o terceiro maior bioma brasileiro em extensão, ocupando cerca de 111 milhões de hectares, abrangendo 98% do território do estado do Paraná (IBGE, 2012). A Mata Atlântica é um dos maiores biomas tropicais no mundo (VILLELA et al., 2012), sendo a segunda maior área de floresta tropical úmida da América do Sul, após o vasto domínio amazônico (OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2000). Originalmente, a Mata Atlântica consistia em um enorme bloco de florestas ombrófilas e sazonalmente decíduas que se estendia ao longo de gradiente latitudinal de mais de 3300 km da costa atlântica brasileira, entrando para o interior do continente a oeste, em áreas menores do Paraguai e Argentina (TABARELLI et al., 2010). Atualmente, estima-se que restam apenas de 11,4 a 16 % da cobertura florestal original do bioma, principalmente florestas secundárias intermediárias e pequenos fragmentos, que correspondem entre 32 a 40% da vegetação remanescente (RIBEIRO et al., 2009).

O bioma Mata Atlântica tem, no Paraná, três tipos distintos de tipologias florestais: a Floresta Ombrófila Densa, a Floresta Ombrófila Mista e a Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2012), sendo que cada uma desses ecossistemas compreende formações distintas e ecossistemas associados, resultantes de características geomorfológicas e climatológicas (SCHEER; BLUM, 2009). Na porção sul do bioma Mata Atlântica, a partir do Paraná, as temperaturas caem muito nos planaltos interiores e favorecem a Floresta Ombrófila Mista, com dominância da Araucária, enquanto a Floresta Atlântica¹ se comprime numa estreita faixa litorânea (GUEDES et al., 2005), definida praticamente em toda sua extensão pela barreira

¹ Embora muitos autores tratem os termos Mata Atlântica e Floresta Atlântica como sinônimos, o significado adotado para ambos, neste trabalho, não é equivalente. Aqui, o termo Mata Atlântica refere-se ao bioma, enquanto o termo Floresta Atlântica trata-se de uma abreviação do ecossistema Floresta Ombrófila Densa (ver IBGE, 2012).

geográfica natural da Serra do Mar (RODERJAN et al., 2002), de modo que toda a costa do estado do Paraná é coberta pela Floresta Atlântica (HÖFER et al., 2011).

A Floresta Atlântica é imponente, sendo um ambiente rico em espécies e de enorme biomassa (GUEDES et al., 2005; HÖFER et al., 2011). Tanto em número de espécies quanto no porte dos indivíduos arbóreos, essa formação florestal se destaca por sua elevada riqueza e alto grau de endemismo, possuindo uma das maiores riquezas de espécies arbóreas por área do mundo (SAMBUICHI et al., 2009; ARCHER, 2011). Estima-se que, dentre as cerca de 20 mil espécies de plantas em toda a extensão da Floresta Atlântica, 8 mil são endêmicas, além de várias espécies endêmicas da fauna (MYERS et al., 2000), havendo, inclusive, um razoável número de novas espécies de animais e plantas descobertos a cada ano, o que demonstra que ainda não se conhece totalmente seu potencial biológico (GUEDES et al., 2005). A extensa área da Floresta Atlântica, aliada às altas taxas de produtividade primária da vegetação e sua longevidade e relativa estabilidade ao longo do tempo, contribui para a elevada biodiversidade da Floresta Atlântica (GUEDES et al., 2005), com alta biomassa acima do solo, apesar de estar situada, em muitos casos, sobre solos quimicamente pobres, com elevada acidez, altas concentrações de alumínio, e baixas concentrações de fósforo e cátions trocáveis (MARTINS et al., 2015).

Apesar dos extraordinários níveis de biodiversidade, a Mata Atlântica tem experimentado níveis sem precedentes de perda de habitat e outras perturbações humanas desde o século XVI, sendo a mais ameaçada do mundo, porque seu domínio coincide amplamente com as áreas mais populosas do Brasil (OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2000). Atualmente, cerca de 120 milhões de pessoas, aproximadamente 70% da população brasileira, vivem ao longo da Mata Atlântica (TABARELLI et al., 2010). No Paraná, a Floresta Atlântica tem sido sistematicamente degradada pela ação antrópica ao longo de ciclos econômicos sucessivos. Segundo Leandro (1999), quando se abordam os ciclos econômicos no Paraná, é comum pensar que o desmatamento das florestas iniciou-se apenas a partir do século XX, durante o ciclo econômico de exploração da Araucária na região da Floresta Ombrófila Mista. No entanto, a Floresta Atlântica foi palco de intenso desmatamento já no século XIX, com o tráfico ilegal de madeira como uma atividade com forte atuação na região, já que a derrubada para comercialização de certas

espécies da Mata Atlântica era uma atividade corriqueira e de forte impacto na região.

O litoral paranaense é um dos últimos trechos da costa brasileira com considerável extensão de Floresta Atlântica. Da cobertura vegetal original, restam cerca de 16 milhões de hectares, essencialmente fragmentos pequenos de florestas secundárias (RIBEIRO et al., 2009), sendo que as maiores áreas estão dentro de Unidades de Conservação. No processo de fragmentação e degradação das formações naturais da Floresta Atlântica, foram poupadas apenas as regiões serranas, principalmente a fachada da Serra do Mar, por serem impróprias para práticas agrícolas (JOLY et al., 2012). Hoje, uma grande parcela das áreas impactadas foi abandonada e está em processo de sucessão secundária (MARQUES et al., 2014).

2 DINÂMICA DA SERAPILHEIRA E NUTRIENTES NA FLORESTA ATLÂNTICA

A limitação da disponibilidade de nutrientes do solo às plantas pode afetar a produtividade primária das florestas (BRAY; GORHAM, 1964). A manutenção da exuberância das florestas tropicais ocorre em função da sincronia entre disponibilidade e demanda de nutrientes das espécies, tendo a diversidade biológica e a deposição da serapilheira como elementos essenciais para o equilíbrio e sustentabilidade desses ecossistemas florestais (ESPIG et al., 2009). A vegetação da Floresta Atlântica é rica em espécies e de enorme biomassa, devido sobretudo à grande quantidade de serapilheira em decomposição, que fornece os nutrientes que são prontamente absorvidos pelo sistema radicular das plantas (GUEDES et al., 2005).

Os processos de ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais incluem a absorção de nutrientes e armazenamento destes em tecidos da vegetação, produção e decomposição da serapilheira, transformações de nutrientes pela fauna do solo, além de entradas de nutrientes provenientes da atmosfera, intemperismo das rochas e perdas por lixiviação e transferências gasosas (FOSTER; BHATTI, 2006). Nesse sentido, a vegetação da Floresta Atlântica desempenha um papel fundamental na manutenção da fertilidade dos solos, pois grande parte dos nutrientes minerais está na biomassa das próprias plantas, protegida da lixiviação (TOWNSEND et al., 2006). A rápida e eficiente ciclagem dos nutrientes, com baixas

perdas para o lençol freático, é um dos aspectos mais importantes para a manutenção da floresta (GUEDES et al., 2005).

A deposição de serapilheira é a principal via de transferência de nutrientes das plantas para o solo em ecossistemas florestais (CALDEIRA et al., 2008; PROTEL et al., 2009; SCORIZA et al., 2012). Quantidades significativas de nutrientes e carbono orgânico podem retornar ao solo através da queda de componentes senescentes da parte aérea das plantas e sua posterior decomposição (CALDEIRA et al., 2008). Os fluxos de nutrientes do solo podem mudar sob diferentes taxas de queda de serapilheira, o que afeta a fertilidade do solo (FERREIRA et al., 2014), uma vez que níveis mais altos de matéria orgânica sobre o solo podem melhorar a capacidade de agregação e de infiltração do solo, além de aumentar a disponibilidade de nutrientes (SINGH et al., 1999). O acúmulo de serapilheira na superfície do solo é regulado pela quantidade de material que cai da parte aérea das plantas e pela taxa de decomposição dessa serapilheira (MONTEIRO; GAMA-RODRIGUES, 2004).

O crescimento das plantas, a senescência e a mortalidade resultam em um suprimento contínuo de serapilheira, que se acumula sobre o solo para ser decomposto por micro-organismos (DIDION et al., 2016). A decomposição da serapilheira produzida permite a liberação dos nutrientes e o seu reaproveitamento pelas plantas (PINTO; MARQUES, 2003), além de ser fonte de carbono e energia para os organismos do solo (PEÑA et al., 2005). A decomposição da serapilheira e a mineralização do material orgânico acumulado sobre o solo é um processo-chave para a transferência de carbono e nutrientes ao solo dos ecossistemas (SOUZA; DAVIDE, 2001; DIDION et al., 2016), sendo uma importante etapa no ciclo de nutrientes da floresta, especialmente para o nitrogênio e o fósforo (VENEKLAAS, 1991). A decomposição é um processo regulado pela composição da comunidade decompositora (macro e micro-organismos), qualidade do material orgânico e condições físico-químicas do ambiente, que, por sua vez, são reguladas pelo clima e características edáficas do local (MONTEIRO; GAMA-RODRIGUES, 2004).

Vários estudos sobre ciclagem de nutrientes na serapilheira têm sido realizados na Floresta Atlântica no Paraná nos últimos anos, abrangendo vários tipos de solo e vários estágios de sucessão secundária da vegetação. Em áreas de Espodossolos de textura arenosa, cobertas com Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas (também conhecida como restinga), foram realizados estudos na Ilha

do Mel por Britez et al. (1997), Martins (2004) e Pires et al. (2006). Na mesma fitofisionomia e tipo de solo, mas na Floresta Estadual do Palmito, estudos sobre ciclagem de nutrientes foram desenvolvidos por Pinto e Marques (2003), Rocha (2006) e Protil et al. (2009). Nessas condições oligotróficas, grande parte dos nutrientes está alocada na biomassa acima do solo e na serapilheira, que se decompõe de forma mais lenta que em outras áreas com melhores características químicas do solo (PIRES et al., 2006; ROCHA, 2006).

Outros estudos sobre deposição de serapilheira e ciclagem de nutrientes em Floresta Ombrófila Densa Submontana, assentada sobre solos de textura argilosa, especialmente Cambissolos, foram desenvolvidos em diferentes estágios de sucessão secundária (SCHEER, 2008; DICKOW et al., 2012; SILVEIRA, 2015; WOICIECHOWSKI, 2015; BIANCHIN et al., 2016) e em áreas de floresta primária (SLOBODA et al., 2017). Alguns estudos focaram na decomposição de serapilheira, que em geral ocorre de forma mais acelerada em comparação às áreas de solo arenoso (SCHEER, 2008; OLIVEIRA, 2016), devido às melhores características químicas do solo.

3 PARÂMETROS BIOLÓGICOS DO SOLO

A matéria orgânica do solo (MOS) é constituída por organismos vivos, por restos de culturas, raízes e animais mortos e pelos produtos da decomposição destes organismos, sendo que o teor de matéria orgânica decorre do equilíbrio entre ganhos e perdas destes constituintes (MARQUES, 2006). O conjunto serapilheira-solo é o habitat onde a decomposição da matéria orgânica do solo e da serapilheira e as ações dos micro-organismos ocorrem (PEÑA et al., 2005; DICKOW et al., 2009). As comunidades microbianas do solo são protagonistas nos ciclos biogeoquímicos, regulando os processos ecossistêmicos como a decomposição da matéria orgânica, o sequestro de carbono no solo e a ciclagem de nutrientes (MOOSHAMMER et al., 2014).

A biomassa microbiana do solo (BMS) representa o compartimento central do ciclo do carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre no solo, podendo funcionar, além de compartimento de reserva desses nutrientes, como catalisador na decomposição da matéria orgânica (SOUZA et al., 2010). Por ser o principal componente da

matéria orgânica viva do solo, junto ao carbono orgânico, é um indicador sensível de alterações da qualidade do solo (SILVA et al., 2012).

A biomassa microbiana é influenciada por fatores ambientais como o clima, a aeração, a disponibilidade de nutrientes minerais e o C orgânico do solo, além da quantidade e da qualidade dos resíduos vegetais depositados sobre o solo, que podem alterar consideravelmente a atividade e a BMS (SOUZA et al., 2010). Por ser a fração mais ativa da matéria orgânica, a biomassa microbiana é responsável pela rápida ciclagem de nutrientes no solo (GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008).

As emissões de carbono do ecossistema basicamente são determinadas pelo equilíbrio entre a produção primária e a respiração, as quais são influenciadas pela decomposição da serapilheira (KEUSKAMP et al., 2013). O carbono da biomassa em decomposição é liberado para a atmosfera como CO_2 respirado (DIDION et al., 2016), sendo que parte deste carbono da biomassa em decomposição permanece no solo, sendo incorporado pelos micro-organismos após a sua decomposição (MOOSHAMMER et al., 2014).

O CO_2 liberado é chamado de respiração basal do solo (RBS) e representa o segundo maior fluxo de CO_2 da biosfera terrestre, o que faz que mesmo uma pequena alteração na respiração do solo possa alterar significativamente as emissões de CO_2 atmosféricos (REICHSTEIN; BEER, 2008). Diversos fatores do ambiente influenciam diretamente a liberação de CO_2 do solo para a atmosfera, como a insolação, temperatura, umidade e precipitação; e características físicas e químicas do solo, além da qualidade e quantidade da matéria orgânica sobre o solo (HOLANDA et al., 2015).

O quociente metabólico (qCO_2) representa a quantidade de C- CO_2 liberada por unidade de biomassa microbiana em determinado tempo (SILVA et al., 2012) e indica a eficiência dos microrganismos em utilizar substrato para a sua atividade e em incorporar o carbono à sua biomassa (SILVA et al., 2016). O quociente metabólico é um indicador sensível para avaliar o estado de conservação das florestas (PEREIRA et al., 2013), sendo que elevados valores de qCO_2 podem indicar situações de estresse no ambiente (DINIZ et al., 2014), enquanto menores valores de qCO_2 do solo indicam ecossistemas mais estáveis, com maior eficiência de micro-organismos para converter resíduos orgânicos em biomassa microbiana e com maior sustentabilidade (PEREIRA et al., 2013). No geral, solos com valores de

qCO₂ baixos estão próximos do estado de equilíbrio, uma vez que menos CO₂ é perdido na respiração, sendo que uma porção significativa de C é incorporada à biomassa microbiana do solo (GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008).

4 INFLUÊNCIA DO GRADIENTE ALTITUDINAL

A altitude apresenta forte influência sobre as características bióticas e abióticas de determinado ecossistema. A correlação entre os padrões de vegetação relacionados à distribuição e riqueza de espécies e a variação altitudinal tem sido amplamente reportada para as florestas tropicais (EINSENLOHR et al., 2013). Clima e topografia interagem com os fatores bióticos, como a estrutura da vegetação e sua serapilheira, e causam heterogeneidade espacial nas propriedades do solo (XIA et al., 2016). Fatores como distúrbios ocorridos na vegetação, altitude, topografia e proximidade espacial propiciam diferentes padrões de vegetação ao longo de um gradiente altitudinal (EINSENLOHR et al., 2013).

As variáveis climáticas como temperatura do ar e do solo, umidade relativa e precipitação, bem como o teor de umidade do solo, desempenham importante influência na decomposição da serapilheira em florestas de diferentes altitudes (JEYANNY et al., 2015). A influência da altitude no clima, no entanto, não é linear (OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2000), sendo que cada variável apresenta comportamento distinto ao longo de um gradiente altitudinal. A temperatura atmosférica decresce proporcionalmente à elevação da altitude (MCGRODDY; SILVER, 2000; MOSER et al., 2011; MARTINELLI et al., 2017), na proporção de cerca de 0,5 °C a cada 100 metros de altitude (BLUM et al., 2011). O mesmo comportamento é observado para a temperatura e umidade do solo, que diminuem com o aumento da altitude (MCGRODDY; SILVER, 2000; SOUSA NETO et al., 2011; MOSER et al., 2011). Assim, parâmetros e processos biológicos essencialmente condicionados pela temperatura, apresentam diferença ao longo do gradiente, como o carbono microbiano e a respiração basal do solo, que representa a emissão de CO₂ (REICHSTEIN; BEER, 2008; SOUSA NETO et al., 2011). A precipitação também é influenciada, aumentando na proporção direta da altitude no caso da Floresta Atlântica, em função da Serra do Mar, que exerce uma barreira física aos ventos vindos do mar (GUEDES et al., 2005; MARTINS et al., 2015).

As características do solo geralmente variam com a elevação ao longo de um gradiente altitudinal (MARTINS et al., 2015), como resultado da interação entre os processos geoquímicos e biológicos que agem sobre o material de origem (XIA et al., 2016). Mesmo em condições climáticas semelhantes, as florestas têm características florísticas e edáficas distintas que variam previsivelmente em toda a paisagem, sendo que as variações nas condições edáficas podem exercer uma forte influência sobre a produtividade da floresta e produzem variações consideráveis na ciclagem de nutrientes (FOSTER; BHATTI, 2006).

Com relação aos fatores bióticos, a altitude apresenta forte influência na estrutura florística e fitossociológica da Floresta Atlântica (OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2000; GOMES et al., 2011; JOLY et al., 2012; EINSENLOHR et al., 2013), sendo que diferentes comunidades de plantas são encontradas desde as florestas litorâneas da planície até os picos das montanhas da Serra do Mar (SCHEER; BLUM, 2009), o que influencia diretamente na produção de biomassa acima do solo (ALVES et al., 2010). No caso da Floresta Atlântica do Paraná, há uma tendência de maior diversidade de espécies na parte mais baixa do gradiente altitudinal, que corresponde à Floresta Ombrófila Densa Submontana (RODERJAN et al., 2002).

Como a produção de serapilheira é altamente correlacionada com a biomassa acima do solo, a deposição de serapilheira apresenta variação ao longo do gradiente altitudinal, tendendo a diminuir com o aumento da altitude (VENEKLAAS, 1991; KITAYAMA; AIBA, 2002; SOUSA NETO et al., 2011). Diferenças na produtividade primária da floresta induzem a variações na deposição de serapilheira e ciclagem de nutrientes (VILLELA et al., 2012). O teor de nutrientes na serapilheira, bem como o seu aporte e estoque, tendem a diminuir com a altitude (VENEKLAAS, 1991), como resposta à diminuição da produtividade primária e da deposição de serapilheira da floresta.

As diferenças ambientais ao longo de um gradiente altitudinal influenciam a decomposição de serapilheira, uma vez que os efeitos da qualidade do substrato e da fauna do solo são cruciais no processo de decomposição de serapilheira nas florestas tropicais (VILLELA et al., 2012). A atividade microbiana, e consequente produção de CO₂ nos solos derivada da respiração das raízes e da decomposição microbiana da matéria orgânica, possui alta correlação com a temperatura (DAVIDSON; JANSSENS, 2006) sendo que a atividade biológica no solo tende a diminuir com o aumento da altitude (MCGRODDY; SILVER, 2000). No entanto, esse

padrão não depende apenas da altitude, mas é função de diversos fatores que variam conforme a altitude, como a temperatura do ar e do solo, a composição das espécies, as propriedades físicas e químicas do solo, as taxas de decomposição da serapilheira e a disponibilidade de nutrientes (SOUSA NETO et al., 2011).

Diversos fatores do ambiente influenciam diretamente a liberação de CO₂ do solo para a atmosfera, como insolação, temperatura, umidade e precipitação e características do solo, como pH, textura, porosidade e profundidade (HOLANDA et al., 2015), sendo que esses parâmetros apresentam variação ao longo de um gradiente altitudinal. Entre os fatores bióticos, a composição de espécies vegetais pode ser determinante na respiração basal, seja pelo aporte de carbono no solo, ou por alterar o microclima (SILVA et al., 2016). Além disso, a respiração basal está relacionada à alocação de carbono subterrâneo, às propriedades da serapilheira e ao microclima acima do solo (METCALFE et al., 2011), sendo que a qualidade e quantidade da matéria orgânica sobre o solo possuem influência direta na liberação de CO₂ do solo para a atmosfera (HOLANDA et al., 2015).

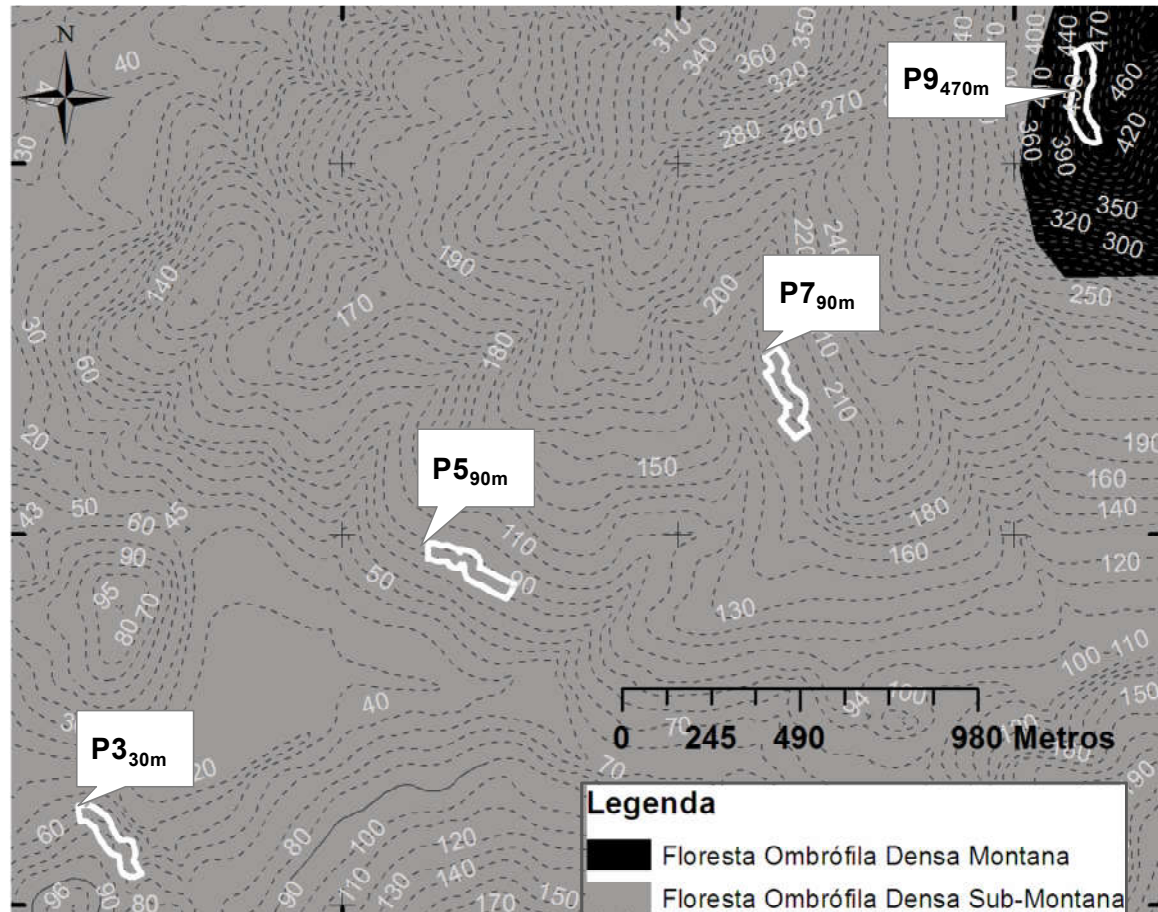
5 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi desenvolvido na Reserva Natural da Guaricica (RNG), que é uma Reserva Natural de Patrimônio Natural (RPPN) inserida na Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaraqueçaba, litoral do Estado do Paraná, sul do Brasil. A RNG pertence à Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS) e possui área de aproximadamente 8600 ha, abrangendo várias fitofisionomias de Floresta Ombrófila Densa, em vários estágios de sucessão secundária, desde áreas recém regeneradas, com plantio de espécies nativas, até áreas de floresta preservada, com características de floresta clímax. A região onde está inserida a RNG foi fortemente impactada por atividades antrópicas ao longo dos anos (LEANDRO, 1999). Nas últimas décadas, a criação e pastoreio de búfalos asiáticos levou ao desmatamento e criou grandes campos abertos, dominados por gramíneas exóticas. A criação de búfalos nunca foi economicamente lucrativa, sendo que o seu declínio tornou essas áreas degradadas disponíveis para a restauração natural ou gerenciada da floresta (HÖFER et al., 2011). Assim, a RNG é composta por um mosaico de florestas em diferentes estágios de regeneração.

No ano de 2013, iniciou-se na RNG um projeto de pesquisa inserido no Programa PPBio e, mais especificamente, na Rede PPBio Mata Atlântica. Neste contexto, foi instalado um módulo de parcelas conforme a metodologia RAPELD (MAGNUSSON et al., 2005), sendo implantadas 10 parcelas de 1 hectare cada. As parcelas RAPELD são replicáveis em diferentes ambientes e facilitam a amostragem integrada da fauna e da flora no mesmo local de amostragem, permitindo tanto inventários rápidos quanto monitoramentos de longa duração.

Para o estudo da serapilheira e parâmetros microbiológicos do solo, foram selecionadas 4 destas parcelas, de modo a abranger o maior gradiente de altitude (FIGURA 1). A parcela P3_{30m} está localizada na terça inferior da encosta, na cota de 30 metros; a parcela P5_{90m}, localizada no terço médio da encosta, esta situada na cota de 90 metros; a parcela P7_{190m}, situada no terço superior da encosta, possui altitude de 190 metros; e a parcela P9_{470m}, localizada próxima ao topo da encosta, possui altitude de 470 metros.

FIGURA 1 – ÁREA DE ESTUDO NA RNG EM ANTONINA, PR, COM DESTAQUE PARA AS PARCELAS SELECIONADAS PARA O ESTUDO.



FONTE: O autor (2017).

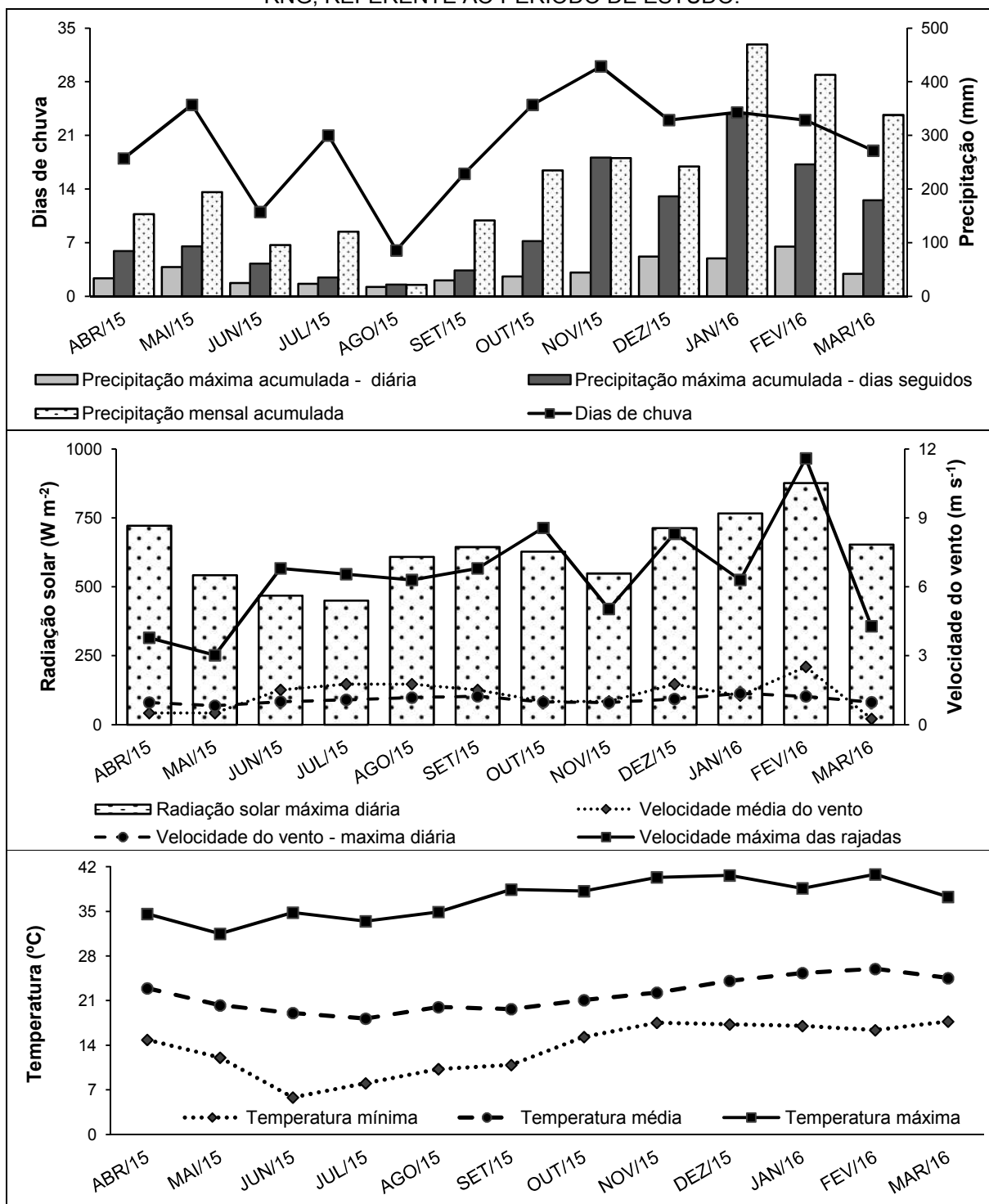
5.1 CLIMA

O clima da região foi classificado por IPARDES (2001) como Cfa da classificação de Köppen, descrito como subtropical úmido mesotérmico, com verões quentes, sem estação seca e sem incidência de geadas. De acordo com ITCG (2008), no município de Antonina podem ser encontrados, além do clima Cfa, outros dois tipos de clima da classificação de Köppen, os quais igualmente atuam sobre a área de estudo: Af, que corresponde ao clima equatorial, com temperatura e precipitação altas; e o Cfb, que corresponde ao clima oceânico, com precipitação bem distribuída ao longo do ano e verões mais frescos e úmidos. Segundo Alvares et al. (2013), em toda a costa do Paraná, o clima de Cfa ocupa as escarpas com altitude inferior a 600 metros.

Independente da classificação adotada, além das temperaturas altas, outra característica marcante da região é a precipitação elevada, que é favorecida pelos ventos que trazem umidade do mar para o continente. A Serra do Mar, que se estende de forma paralela à costa e opõe-se frontalmente aos ventos vindos do mar, exerce forte influência na precipitação, que aumentam na proporção direta da altitude (GUEDES et al., 2005). A umidade das massas de ar quentes que adentram o continente condensa-se ao encontrar as massas de ar mais frias do topo da Serra do Mar, formando as chuvas orográficas. Assim, a precipitação média anual varia de 2.000 a 3.000 mm, com os maiores volumes de chuva ocorrendo no verão, nos meses de dezembro a março (IPARDES, 2001), e apesar de a precipitação ser mais baixa na estação mais fria, não há déficit hídrico.

Os dados dos parâmetros referentes ao período de estudo (FIGURA 2) foram coletados em uma estação meteorológica instalada dentro da RNG. Houve correlação significativa para a radiação solar, precipitação mensal acumulada e temperatura (mínima, média e máxima) coletados na estação meteorológica da RNG com os dados do período de 1999 a 2014 obtidos na estação meteorológica do SIMEPAR em Antonina (cerca de 15 km de distância) (APÊNDICE 2), o que demonstra que o ano de estudo não foi atípico em relação a essas variáveis meteorológicas. A precipitação total acumulada no período de estudo (1 ano) foi de 2683 mm, valor que está dentro do esperado para o município de Antonina (IPARDES, 2001).

FIGURA 2 – VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS DA ESTAÇÃO METEOROLÓGICA INSTALADA NA RNG, REFERENTE AO PERÍODO DE ESTUDO.



FONTE: O autor (2017).

No mês de agosto, foi registrada a menor precipitação acumulada (18 mm), sendo que nesse mês houve precipitação em apenas 6 dias. O maior volume mensal de precipitação foi no mês de janeiro (470 mm), apesar de o mês de novembro ter

sido o mais chuvoso (30 dias de chuva), com precipitação em todos os dias. A média mensal dos valores máximos diários da radiação solar foi maior na primavera e verão, especialmente em fevereiro, mês em que foi registrada a maior média de radiação solar. Por outro lado, os meses do inverno, especialmente junho e julho, mostraram os menores valores de radiação solar do período estudado. A velocidade média do vento não apresentou grande amplitude de valores ao longo do ano, com pouca variação que possa caracterizar um padrão, sendo que apenas no mês de fevereiro a velocidade média do vento foi maior. A velocidade máxima das rajadas de vento, por outro lado, variou bastante entre os meses do período estudado, sendo que, assim como para radiação solar, os maiores valores de velocidade máxima das rajadas foram identificados em fevereiro.

A temperatura mínima apresentou amplitude relativamente grande, sendo que, nos meses mais frios, foi inferior aos 10 °C, atingindo a menor temperatura (5,8 °C) no mês de junho. A temperatura média variou em torno dos 22 °C, com um pequeno incremento (cerca de 2 °C) nos meses da primavera e verão. Assim como a média, a temperatura máxima variou pouco entre os meses, ficando em torno de 37 °C, sendo fevereiro o mês que registrou a maior temperatura (41°C).

5.2 VEGETAÇÃO

Na área de estudo, a tipologia florestal é a Floresta Ombrófila Densa, também conhecida como Floresta Atlântica, que segundo IBGE (2012) é caracterizada pela presença de macro e mesofanerófitos, além de grande abundância de lianas lenhosas e epífitas, sendo que, no entanto, sua característica ecológica principal refere-se aos fatores ambientais marcantes, como elevada temperatura e precipitação bem distribuída ao longo do ano, o que determina uma situação bioecológica praticamente sem período biologicamente seco. A Floresta Ombrófila Densa possui grande diversidade de espécies arbóreas, com considerável número de espécies endêmicas (GUEDES et al., 2005).

No Estado do Paraná, segundo IBGE (2012), ocorrem cinco fitofisionomias de Floresta Ombrófila Densa: a formação Aluvial, que não está condicionada à topografia, e sim à condição ambiental da beira dos cursos de água em regiões de planície; a formação das Terras Baixas, situada nas áreas de terrenos sedimentares da planície litorânea, entre as altitudes de 5 a 30 metros; a formação Submontana,

que ocupa o início das encostas da Serra do Mar, nas altitudes entre 30 e 400 metros; a formação Montana, localizada no alto dos morros da Serra do Mar, em altitudes entre 400 e 1000 metros; e, por fim, a formação Altomontana, ocupando os topos das montanhas da Serra do Mar, com altitudes acima dos 1000 metros.

Roderjan et al. (2002), em seu trabalho sobre as unidades fitogeográficas do Paraná, citaram delimitação das fitofisionomias um pouco diferentes da classificação do IBGE. Segundo os autores, a formação das Terras Baixas ocorre do nível do mar até cerca de 30 metros de altitude; a formação Submontana compreende as florestas entre as altitudes de 30 e 600 metros; a formação Montana, entre 600 e 1200 metros; já a formação Altomontana corresponde às florestas acima desse limite. Blum et al. (2011), considerando a faixa de transição climática ao longo de um gradiente altitudinal de Floresta Ombrófila Densa, citaram que a formação Submontana ocorre abaixo dos 600 metros e a Montana acima dos 800 metros. Apesar das delimitações um pouco distintas quanto aos limites entre as diferentes formações vegetacionais, é certo que a variação do clima, dos solos e da geologia ao longo do gradiente altitudinal é responsável pelas distintas formações da Floresta Ombrófila Densa.

A RNG ocupa uma vasta área da Planície Litorânea Paranaense, sendo que nos seus limites a Floresta Ombrófila Densa ocorre nas formações Aluvial, das Terras Baixas, Submontana e Montana. A vegetação nas parcelas de estudo da parte baixa do gradiente (P3_{30m}, P5_{90m} e P7_{190m}) pertence à formação Submontana. Já a parcela mais alta (P9_{470m}), considerando as classificações citadas anteriormente, está numa região de transição entre as fitofisionomias Submontana e Montana.

Segundo Roderjan et al. (2002), a formação Submontana da Floresta Ombrófila Densa é a fitofisionomia com maior diversidade vegetal, por estar situada em locais com solos mais férteis (Argissolos, Latossolos e Cambissolos) em comparação aos solos predominantes nas outras fitofisionomias, além de estar situada numa zona de transição entre o compartimento continental da planície litorânea e a Serra do Mar, com chuvas abundantes e distribuídas ao longo do ano e ausência de geadas. As espécies típicas no dossel são *Ocotea catharinensis* Mez, *Sloanea guianensis* (Aubl.) Benth., *Schizolobium parahyba* (Vell.) S.F. Blake, *Virola bicuhyba* (Schott ex Spreng.) Warb., *Alchornea triplinervia*, *Hyeronima alchorneoides* Allemão, *Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze, *Pseudopiptadenia warmingii* (Benth.)

G.P. Lewis & M.P. Lima, *Cabralea canjerana* (Vell.) Mart., *Cedrela fissilis* Vell. E *Vochysia bifalcata* Warm. Nos estratos inferiores, são comuns *Garcinia gardneriana* (Planch. & Triana) Zappi, *Guapira opposita* (Vell.) Reitz, *Bathysa meridionalis* L. B. Sm. & Downs, *Psychotria nuda* (Cham. & Schltl.) Wawra, *Psychotria suterella* Müll. Arg., *Euterpe edulis*, *Geonoma schottiana* Mart., *Geonoma elegans* Mart. e *Cyathea hirsuta* C. Presl.

Em levantamento de uma cronossequência de vegetação arbórea nas áreas da RNG, Liebsch et al. (2007) amostraram 102 espécies distintas, com grande abundância das famílias Myrtaceae e Rubiaceae nas florestas mais velhas. As espécies mais abundantes na floresta em estágio inicial foram as pioneiras *Tibouchina pulchra* e *Myrsine coriacea*, enquanto nas áreas em estágio mais avançados predominaram *Bathysa meridionalis*, *Sloanea guianensis*, *Psychotria nuda*, *Rudgea jasminoides*, *Euterpe edulis* e *Hyeronima alchorneoides*. Borgo et al. (2011) amostraram, também na RNG, 306 espécies arbóreas distintas, distribuídas em 68 famílias, sendo Myrtaceae (60 espécies), Fabaceae (32 espécies), Lauraceae (23 espécies), Melastomataceae (16 espécies), Rubiaceae (11 espécies) e Moraceae (10 espécies) as mais representativas, com metade dos *taxa* amostrados. Essas famílias são as mais representativas em estudos de vegetação arbórea na Floresta Ombrófila Densa (SCHEER; BLUM, 2009).

Em áreas de Floresta Atlântica em São Paulo, Guilherme et al. (2004) amostraram 172 espécies arbóreas de 51 famílias botânicas, sendo que *Euterpe edulis* foi a espécie mais abundante, seguido das espécies *Sloanea guianensis*, *Bathysa australis*, *Virola bicuhyba* e *Alchornea triplinervia*, com Valor de Importância altos devido às áreas basais elevadas, além das espécies *Guapira opposita*, *Eugenia mosenii*, *Garcinia gardneriana*, *Marlierea obscura* e *Psychotria suterella*, com alta densidade de indivíduos. Nas mesmas áreas, Zipparro et al. (2005) amostraram 249 espécies de hábito arbóreo, sendo que se destacaram no dossel florestal árvores de grande porte, tais como *A. triplinervia*, *Hyeronima alchorneoides*, *Pseudopiptadenia warmingii*, *Pterocarpus rohrii*, *S. guianensis* e *V. bicuhyba*, enquanto as árvores de pequeno e médio porte mais representativas foram *Eugenia mosenii*, *Eugenia cuprea*, *Euterpe edulis*, *G. gardneriana*, *Guapira opposita*, *Ixora burchelliana*, *Marlierea tomentosa*, *Mollinedia schottiana* e *P. suterella*.

Nas parcelas do presente estudo, foi realizado o levantamento da vegetação arbórea com diâmetro à altura do peito (DAP) maior que 5 cm, seguindo os

procedimentos descritos no protocolo de amostragem da vegetação nos módulos RAPELD (MAGNUSSON et al., 2005). Os indivíduos arbóreos foram identificados conforme a nomenclatura científica do sistema de classificação botânica "Angiosperm Phylogeny Group" (APG, 2009), sendo mensurado o DAP e estimada a altura total das árvores. Para descrever a estrutura horizontal das áreas, foram utilizadas as estimativas dos parâmetros fitossociológicos de densidade, dominância e frequência, sendo calculado o Valor de Importância (VI) das espécies (TABELA 1).

No total, foram amostradas 218 espécies, distribuídas em 65 famílias distintas. A parcela com o maior número de espécies foi a P5_{90m}, com 130 espécies, enquanto a menor diversidade foi verificada na P3_{30m}, com apenas 91 espécies. Por outro lado, a área basal na P9_{470m} (44 m² ha⁻¹) foi maior do que nas parcelas mais baixas do gradiente, que tiveram valores menores e próximos entre si. A densidade de indivíduos foi maior na P3_{30m} (1428 ind. ha⁻¹), decrescendo nas demais parcelas.

Várias espécies com elevado Valor de Importância são comuns em todo o gradiente, como *Psychotria nuda*, *Sloanea guianensis*, *Euterpe edulis*, *Hieronyma alchorneoides*, *Pera glabrata* e *Astrocaryum aculeatissimum*, entre outras. De acordo com Blum e Roderjan (2007), algumas dessas espécies são indicadoras da formação Submontana da Floresta Ombrófila Densa, como *Sloanea guianensis*, *Pausandra morisiana* e *Marlierea* sp. no compartimento arbóreo, e *Psychotria nuda*, *Euterpe edulis* e *Quiina glaziovii* no compartimento arbóreo-arbustivo. Destaca-se a elevada densidade de *Euterpe edulis* em todas as parcelas do gradiente, especialmente na P9_{470m}, sendo que essa elevada abundância de indivíduos dessa espécie foi verificada em outros estudos em Floresta Atlântica (GUILHERME et al., 2004; ZIPPARRO et al., 2005; LIEBSCH et al., 2007).

TABELA 1 - PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES ARBÓREAS AMOSTRADAS EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.

P3 _{30m}				P5 _{90m}				P7 _{190m}				P9 _{470m}			
Espécies	DA	DoA	VI	Espécies	DA	DoA	VI	Espécies	DA	DoA	VI	Espécies	DA	DoA	VI
<i>Casearia obliqua</i>	248	5,3	12,0	<i>Psychotria nuda</i>	152	0,9	6,7	<i>Sloanea guianensis</i>	43	4,3	6,5	<i>Euterpe edulis</i>	99	1,0	4,9
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	99	5,8	8,8	<i>Euterpe edulis</i>	111	1,4	6,0	<i>Euterpe edulis</i>	126	1,5	6,3	<i>Psychotria nuda</i>	63	0,4	3,5
<i>Psychotria nuda</i>	190	1,1	7,0	<i>Hieronyma alchorneoides</i>	56	2,4	5,2	<i>Psychotria nuda</i>	98	0,5	4,6	<i>Garcinia brasiliensis</i>	38	0,5	2,7
<i>Pera glabrata</i>	62	2,8	5,1	<i>Sloanea guianensis</i>	39	1,6	3,7	<i>Pausandra morisiana</i>	54	0,6	3,3	<i>Coussarea contracta</i>	45	0,5	2,7
<i>Euterpe edulis</i>	99	1,1	4,8	<i>Marlierea tomentosa</i>	42	0,4	2,7	<i>Cyathea sp.</i>	72	0,3	3,2	<i>Sorocea bonplandii</i>	36	0,4	2,6
<i>Sloanea guianensis</i>	67	1,7	4,2	<i>Ficus sp.</i>	7	1,7	2,2	<i>Virola bicuhyba</i>	25	1,5	2,9	<i>Rudgea jasminoides</i>	32	0,2	2,0
<i>Vochysia bifalcata</i>	17	3,2	3,8	<i>Virola bicuhyba</i>	16	1,0	2,0	<i>Hieronyma alchorneoides</i>	30	1,3	2,9	<i>Sloanea guianensis</i>	17	0,9	1,9
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i>	49	1,2	3,3	<i>Pera glabrata</i>	19	0,7	2,0	<i>Guapira opposita</i>	31	0,8	2,4	<i>Inga sp.</i>	13	0,6	1,3
<i>Cupania oblongifolia</i>	24	0,8	2,3	<i>Mollinedia uleana</i>	24	0,1	1,7	<i>Brosimum lactescens</i>	15	1,1	2,0	<i>Pausandra morisiana</i>	21	0,3	1,3
<i>Marlierea tomentosa</i>	35	0,3	2,2	<i>Rudgea jasminoides</i>	21	0,1	1,5	<i>Cyathea corcovadensis</i>	30	0,1	1,8	<i>Mollinedia sp.</i>	13	0,1	1,1
<i>Marlierea obscura</i>	28	0,4	2,0	<i>Casearia obliqua</i>	17	0,3	1,4	<i>Cryptocarya mandioccana</i>	11	0,9	1,8	<i>Guapira opposita</i>	14	0,2	1,1
<i>Alchornea triplinervia</i>	14	0,8	1,8	<i>Pouteria durlandii</i>	16	0,3	1,4	<i>Garcinia brasiliensis</i>	24	0,2	1,7	<i>A. aculeatissimum</i>	12	0,1	1,1
<i>Bathysa australis</i>	30	0,3	1,8	<i>Coussarea contracta</i>	19	0,1	1,4	<i>Ocotea sp.</i>	19	0,5	1,6	<i>Virola bicuhyba</i>	10	0,4	1,1
<i>Myrcia pubipetala</i>	21	0,6	1,6	<i>Guapira opposita</i>	10	0,5	1,3	<i>Pouteria durlandii</i>	16	0,5	1,6	<i>Cyathea corcovadensis</i>	13	0,0	1,1
<i>Chrysophyllum inornatum</i>	20	0,4	1,3	<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	7	0,7	1,3	<i>Aparisthium cordatum</i>	29	0,3	1,5	<i>Psychotria suterella</i>	12	0,1	1,1
Indivíduos mortos	80	2,0	5,1	Indivíduos mortos	97	2,7	6,9	Indivíduos mortos	59	2,0	4,8	Indivíduos mortos	43	2,0	4,1
Outras (75 espécies)	345	10,0	32,8	Outras (114 espécies)	510	17,6	52,5	Outras (86 espécies)	534	16,7	51,0	Outras (80 espécies)	767	36,3	66,5
TOTAL	1428	37,9	100	TOTAL	1163	32,6	100	TOTAL	1216	33,1	100	TOTAL	1248	43,9	100
Número de espécies	91			Número de espécies	130			Número de espécies	102			Número de espécies	96		
Número de famílias	36			Número de famílias	43			Número de famílias	45			Número de famílias	46		
Índice de Shannon	3,275			Índice de Shannon	3,730			Índice de Shannon	3,741			Índice de Shannon	2,637		
Equabilidade de Pielou	0,726			Equabilidade de Pielou	0,766			Equabilidade de Pielou	0,809			Equabilidade de Pielou	0,609		
Frequência absoluta total	2065			Frequência absoluta total	2342			Frequência absoluta total	2363			Frequência absoluta total	1932		

FONTE: O autor (2017). DA = densidade absoluta (ind. ha⁻¹), DoA = dominância absoluta (m² ha⁻¹), VI = Valor de Importância (%).

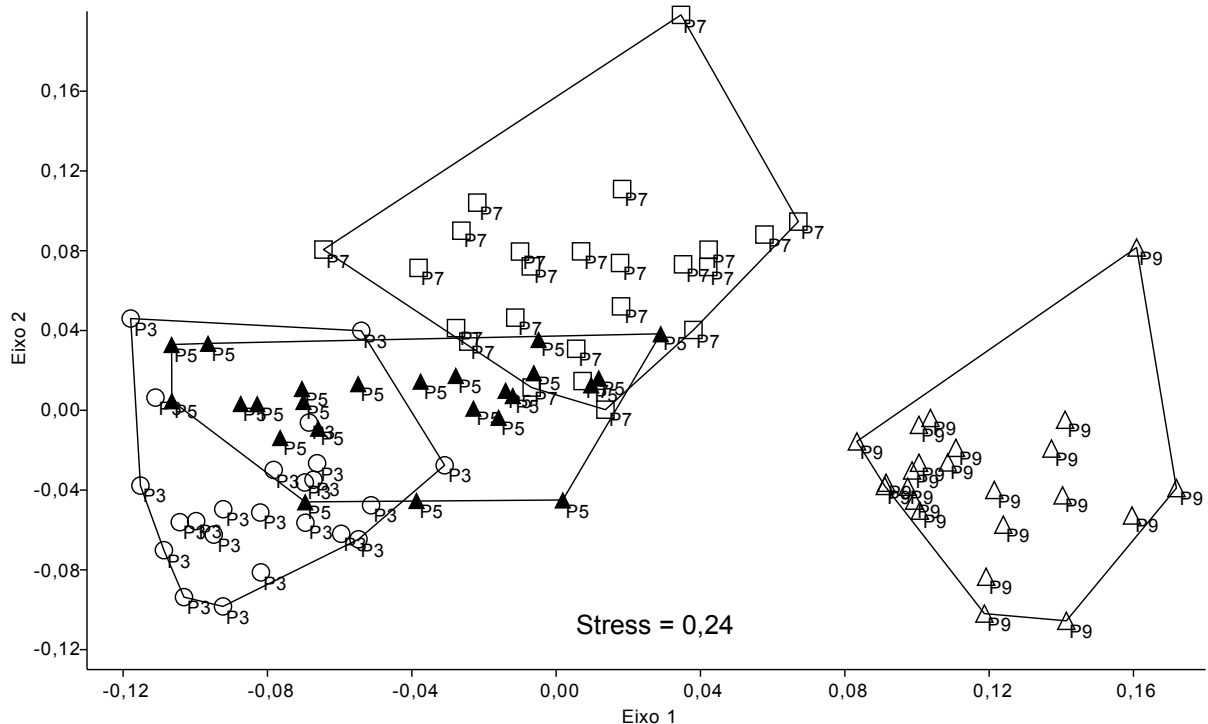
Nas parcelas mais altas do gradiente (P7_{190m} e especialmente P9_{470m}), algumas espécies de elevado valor econômico madeireiro, de grande porte, apresentam valores fitossociológicos relativamente altos, o que não ocorre nas parcelas mais baixas do gradiente, onde as espécies com maiores valores fitossociológicos são espécies com menor valor econômico e de menor porte, mais comuns no sub-bosque. Isso evidencia a diferença quanto ao histórico de exploração das parcelas, sendo que nas áreas mais baixas, no passado, houve a retirada total da vegetação ou seletiva (de alguns indivíduos de grande porte de elevado valor econômico), em função da facilidade de acesso a esses locais, o que não ocorreu nas parcelas mais altas, devido à dificuldade de acesso.

Na parcela P3_{30m}, as espécies *Casearia obliqua*, *Hieronyma alchorneoides* e *Psychotria nuda* apresentaram Valor de Importância (VI) relativamente alto, devido principalmente à sua elevada densidade e dominância, especialmente no sub-bosque. Nas demais parcelas do gradiente, o VI das principais espécies apresentou valor mais homogêneo, o que demonstra que a vegetação nesses locais apresenta, além de maior diversidade de espécies, mais homogeneidade de sua estrutura horizontal.

O número de indivíduos mortos amostrados foi relativamente alto (Valor de Importância de 5,1%, 6,9%, 4,8% e 4,1% nas parcelas P3_{30m}, P5_{90m}, P7_{190m} e P9_{470m}, respectivamente), sendo que na P5_{90m} os indivíduos mortos apresentaram VI maior que qualquer outra espécie isoladamente. Esse alto *turnover* de espécies na P5_{90m}, que se dá pela substituição de espécies pioneiras ou secundárias exigentes em luz por espécies clímax adaptadas às condições de sombreamento, indica o avanço do processo de sucessão secundária nesse ambiente, o que pode indicar que a vegetação dessa parcela esteja em um estágio menos desenvolvido que as demais áreas.

A ordenação das parcelas amostradas por escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) mostra que a vegetação das áreas difere entre si quanto à abundância de espécies e composição florística (FIGURA 3). Apesar de as parcelas de menor altitude diferenciarem-se menos entre si, a análise não paramétrica PERMANOVA, utilizando a distância de Bray-Curtis, indicou haver diferença estatística significativa na abundância de espécies entre todas as áreas ($F_{3,90}=14,32$; $p<0,0001$).

FIGURA 3 – ORDENAÇÃO POR ESCALONAMENTO MULTIDIMENSIONAL NÃO-MÉTRICO (NMDS) DAS PARCELAS AMOSTRADAS EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTAL OMBRÓFILA DENSA EM ANTONINA, PR.



FONTE: O autor (2017). Altitude das parcelas: P3 = 30 metros; P5 = 90 metros; P7 = 190 metros; e P9 = 470 metros.

A vegetação da parcela P9_{470m} forma um agrupamento isolado das demais parcelas, o que demonstra que a vegetação desse local apresenta maiores diferenças das demais parcelas quanto à composição e abundância de espécies, justificando o seu enquadramento como área transição de entre a Floresta Ombrófila Densa Submontana e a Floresta Ombrófila Densa Montana.

5.3 GEOLOGIA E SOLOS

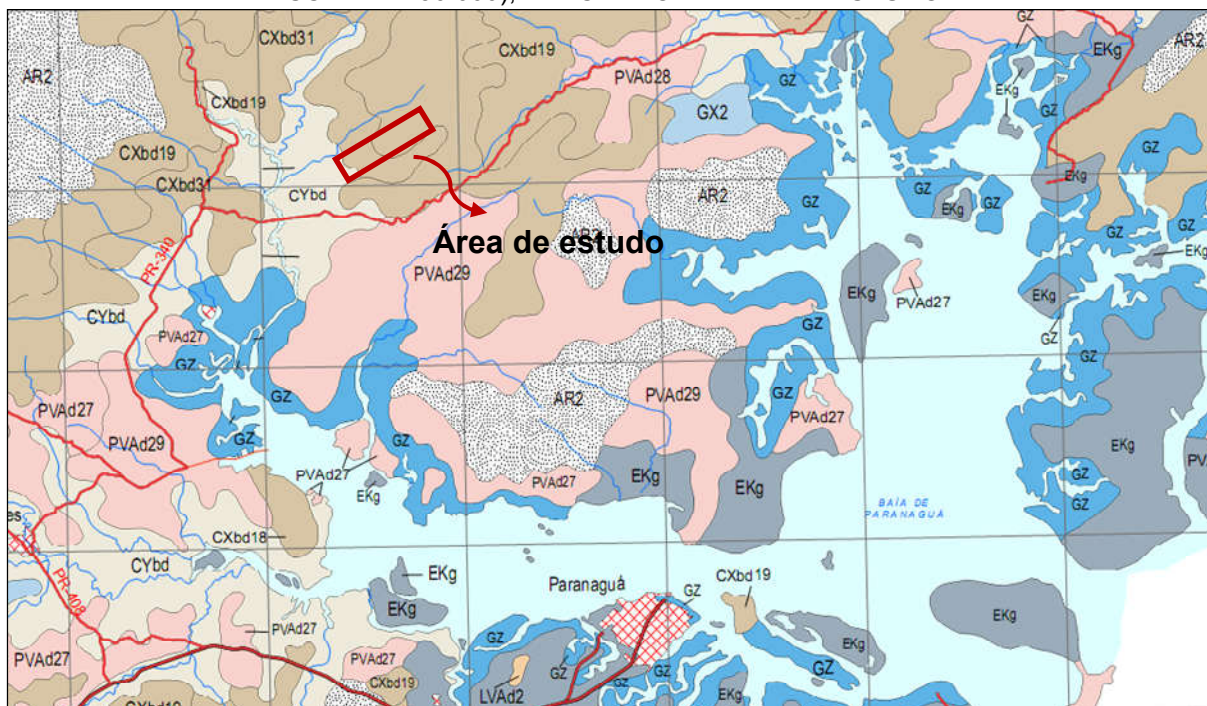
Há dois grandes compartimentos geológicos no Paraná, sendo que o Escudo Paranaense ocupa as porções mais antigas e elevadas ao leste do Estado, formado por rochas cristalinas, ígneas e metamórficas, da Plataforma Sul-Americana, e parcialmente recoberto por sedimentos cenozóicos (MINEROPAR, 2001). No litoral do Paraná, ocorrem dois domínios geológicos principais: o das rochas do embasamento, ou escudo, e o da cobertura sedimentar cenozóica, constituída, principalmente, por sedimentos de origens continental e costeira (IPARDES, 2001; ANGULO et al., 2006).

Quanto à geomorfologia, de acordo com MINEROPAR (2006), predominam no litoral do Paraná as subunidades morfoesculturais da planície litorânea e as planícies flúvio-marinhas e fluviais, entremeadas em alguns pontos por morros isolados e serras isoladas. A área de estudo é relativamente afastada do oceano, localizada na transição entre a parte continental da planície litorânea e a Serra do Mar, sendo que as subunidades morfoesculturais correspondem às rampas de pré-serras e ao início da Serra do Mar. As encostas íngremes apresentam geralmente solos com embasamento de gnaisses pré-cambrianos e granito (MARTINS et al., 2015), ora mais profundos, ora mais rasos, dando sustentação à exuberante vegetação da Floresta Atlântica (GUEDES et al., 2005).

Enquanto as formações da planície costeiras estão assentadas sobre solos derivados de sedimentos marinhos cenozóicos, as porções superiores da paisagem estão assentadas sobre solos minerais originados a partir de granitos alcalinos (SCHEER; BLUM, 2009). Segundo Bhering et al. (2008), como reflexo da grande variabilidade geológica e geomorfológica, que condicionam uma paisagem muito heterogênea, o litoral do Paraná possui uma grande variabilidade de solos. Nas partes mais baixas, em altitudes menores que 50 metros, predominam os solos de origem sedimentar, como os Espodossolos, formados por sedimentos eólico-marinhos, os Gleissolos, formados por sedimentos continentais, e os Organossolos, formados a partir do acúmulo de material orgânico. Em altitudes superiores, podem ser encontrados Latossolos, Argissolos e Cambissolos derivados principalmente de rochas metamórficas, como migmatitos, gnaisses ou xistos.

Nas áreas da RNG, foram amostradas quatro classes de solos, sendo que nas áreas mais planas ocorrem Neossolos e Gleissolos, enquanto os Cambissolos e Argissolos predominam nas áreas mais elevadas (FERRETTI; BRITZ, 2006). De acordo com o mapa de solos do estado do Paraná (FIGURA 4), o solo nas áreas mais baixas do gradiente altitudinal estudado (P3_{30m} e eventualmente P5_{90m}) é classificado como CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico típico (CXbd18), derivado de migmatitos, enquanto o solo nas parcelas de maior altitude é CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico argissólico (CXbd31), ambos com caráter álico, horizonte A moderado e textura argilosa, sendo característicos de regiões de relevo montanhoso (BHERING et al., 2007).

FIGURA 4 – RECORTE DO MAPA DE SOLOS DO ESTADO DO PARANÁ (FOLHA SG.22-X-D; ESCALA 1:250.000), INDICANDO A ÁREA DE ESTUDO.



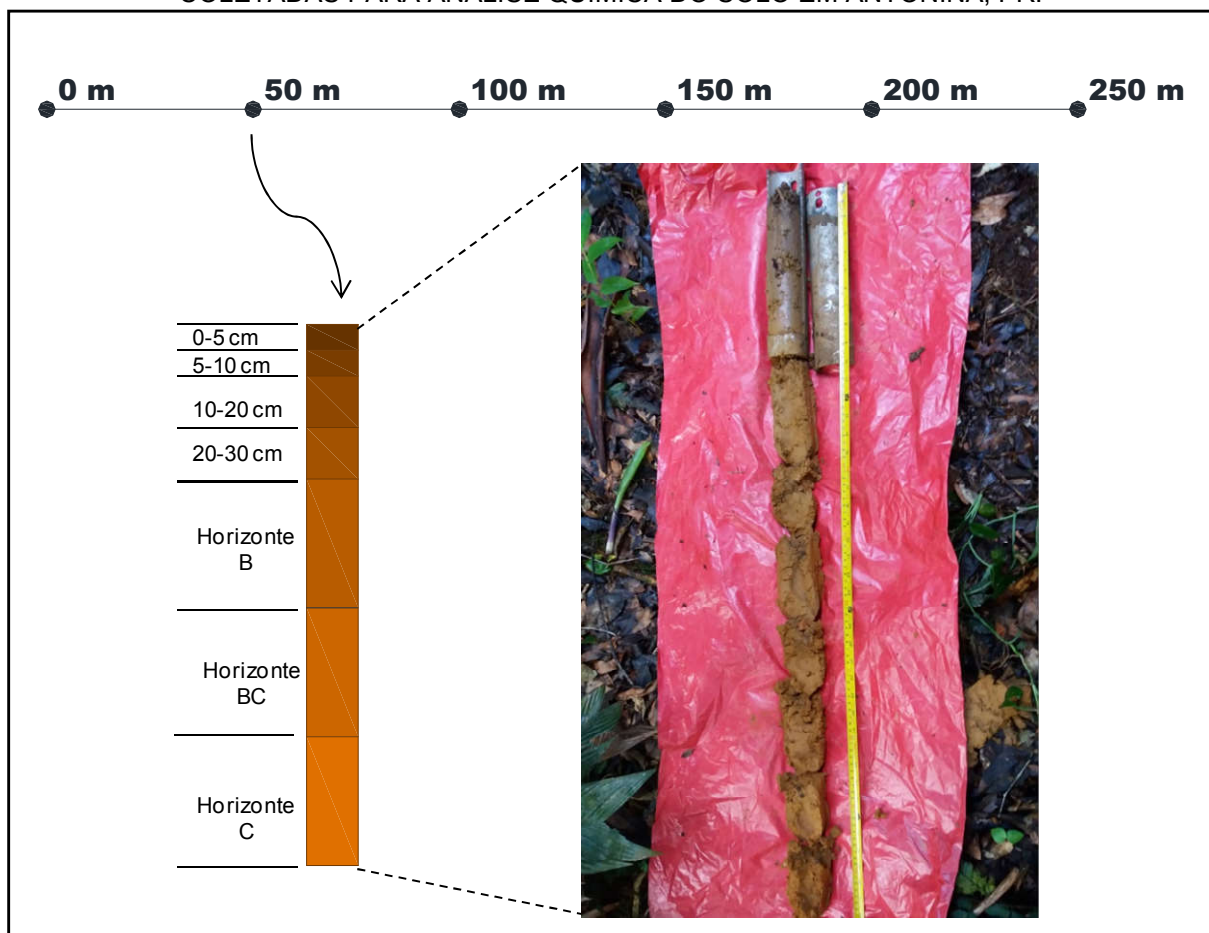
FONTE: Adaptado de BHERING et al. (2007).

Os Cambissolos são solos minerais com horizonte B incipiente, com pedogênese pouco avançada, sendo que, devido ao seu caráter incipiente, pode ser encontrada uma quantidade significativa de minerais primários e secundários em sua composição (MARTINS et al., 2015). Apresentam grande heterogeneidade quanto ao material de origem e formas de relevo, desde solos rasos a profundos, com drenagem variada, coloração variando de bruno-amarelado até vermelho escuro, com saturação por bases e atividade de argila variadas (SANTOS et al., 2013; IBGE, 2015). Ocorrem disseminados em todas as regiões do Brasil, preferencialmente em regiões serranas ou montanhosas (IBGE, 2015), como é a área de estudo.

A fim de complementar a caracterização do solo das áreas de estudo, foram determinadas as propriedades químicas do solo até o horizonte C do perfil. A coleta do solo foi realizada em 6 pontos ao longo do corredor central, a cada 50 metros, conforme o protocolo padrão do PPBio (FIGURA 5). Foram consideradas 7 profundidades em cada ponto, sendo que a coleta foi realizada com dois trados. Na camada mais superficial do solo, nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm, utilizou-se um trado tipo sonda, com o qual retirou-se um monólito cilíndrico de solo de cerca de 30 cm de comprimento por 7 cm de diâmetro, sendo então as amostras

separadas de acordo com as profundidades indicadas. Abaixo de 30 cm, as amostras foram coletadas com trado holandês, sem profundidade fixa, sendo utilizado o critério de diferenciação entre os horizontes do solo para separação das amostras em subsuperfície.

FIGURA 5 – DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DOS PONTOS DE COLETA E PROFUNDIDADES COLETADAS PARA ANÁLISE QUÍMICA DO SOLO EM ANTONINA, PR.



FONTE: O autor (2017).

Após a coleta, o solo foi armazenado em sacos plásticos e transportado ao Laboratório de Fertilidade do Solo, onde foi colocado em estufa a 55 °C até atingir peso constante. Após a secagem, o solo foi peneirado em peneira de 2 mm e seguiu para a análise química de rotina, utilizando os procedimentos laboratoriais descritos pela EMBRAPA (DONAGEMA et al., 2011) e Marques e Motta (2003). Determinou-se a acidez ativa (pH CaCl_2 0,01 mol L⁻¹ – 1:2,5) e a acidez potencial ($\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$, via pH SMP). O alumínio trocável (Al^{3+}) foi extraído por KCl 1 mol L⁻¹ e analisado por colorimetria utilizando azul de bromotimol e titulação com NaOH. Fósforo (P) e potássio (K) foram extraídos com solução Mehlich-1; e cálcio (Ca^{2+}) e magnésio

(Mg^{2+}) trocáveis, foram extraídos por $\text{KCl } 1 \text{ mol L}^{-1}$. Após a extração, determinou-se o Ca e Mg por absorção atômica, P por colorimetria de vanadato de amônio e leitura em espectrofotômetro UV-Vis, no comprimento de onda de 660 nm, enquanto o K e o Na foram determinados por espectrofotometria de chama. Os teores totais de C e N foram determinados por combustão total em analisador Vario EL III (ELEMENTAR, Alemanha). Com esses parâmetros, determinou-se a soma de bases (SB), a saturação por bases (V%), a saturação por alumínio (m%), a capacidade de troca de cátions (CTC) efetiva, a CTC potencial, a relação C:N e a relação Ca:Mg do solo.

Os resultados (TABELA 2 e APÊNDICE 3) mostram que, de um modo geral, o solo apresenta elevada acidez e baixa disponibilidade de nutrientes. Com exceção do pH, os demais atributos químicos do solo mostram diminuição de seus valores nas camadas mais profundas, sendo que abaixo de 30 cm grande parte desses parâmetros apresenta estabilização. O pH do solo mostrou-se muito baixo, caracterizando acidez muito alta (RAIJ, 2011), sendo menor na superfície e aumentando com a profundidade. Os solos podem ser naturalmente ácidos, devido à baixa soma de bases do material de origem, ou devido aos processos de formação que favorecem a remoção e lixiviação de íons básicos (LOPES et al., 1990; LARCHER, 2000). Solos tropicais são normalmente ácidos, sendo que solos sob florestas apresentam naturalmente valores em torno de 3,5 a 4,0 (MARQUES, 2006).

Menores valores de pH na superfície do solo devem-se sobretudo ao maior teor de matéria orgânica nessa camada, uma vez que a matéria orgânica tem como característica a geração de cargas negativas no solo (MARQUES, 2006) por meio da decomposição de grupamentos carboxílicos e fenólicos da matéria orgânica do solo (NOLLA; ANGHINONI, 2004). Alterações do pH do solo com a deposição de serapilheira podem ocorrer devido à liberação de ácidos orgânicos ou pelo suprimento de cátions básicos trocáveis durante os processos de decomposição (XU et al., 2013). Assim, as diferenças do pH do solo entre as parcelas do gradiente altitudinal indicam um efeito da vegetação.

TABELA 2 - PROPRIEDADES QUÍMICAS DO SOLO AMOSTRADO EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSA EM ANTONINA, PR.

Profundidade	pH CaCl ₂	Al ⁺³	H ⁺ +Al ⁺³	Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺	Na ⁺	SB	T	CTC _{ef}	V	m	P	C	C _{total}	N _{total}	Relação	
	 cmol _c dm ⁻³ %		mg dm ⁻³	g dm ⁻³ g kg ⁻¹	C:N	Ca:Mg			
P3 _{30m} - 30 metros de altitude, terço inferior da encosta CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico típico																		
0-5 cm	3,82	2,22	12,41	0,45	0,61	0,16	0,06	1,28	13,69	3,50	9,37	64,17	10,73	31,77	66,89	5,22	12,9	0,7
5-10 cm	3,75	2,28	12,34	0,34	0,41	0,12	0,05	0,93	13,27	3,21	7,12	71,78	6,69	29,13	54,45	4,50	12,0	0,8
10-20 cm	3,85	2,09	10,35	0,21	0,24	0,08	0,03	0,56	10,91	2,65	5,04	79,97	3,39	19,58	34,60	2,99	11,5	0,9
20-30 cm	3,98	1,77	8,65	0,20	0,16	0,06	0,03	0,45	9,11	2,22	5,00	80,67	2,03	10,54	20,13	1,90	10,4	1,2
31-52 cm*	4,00	1,76	8,28	0,24	0,22	0,06	0,03	0,54	8,83	2,31	6,87	76,80	2,31	10,16	-	-	-	1,1
53-74 cm*	4,16	2,24	7,23	0,22	0,22	0,05	0,03	0,52	7,75	2,76	8,49	82,28	2,84	9,32	-	-	-	1,0
75-99 cm*	4,08	1,43	7,05	0,22	0,10	0,04	0,02	0,38	7,43	1,81	4,98	79,30	1,37	7,67	-	-	-	2,2
P5 _{90m} - 90 metros de altitude, terço médio da encosta CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico típico																		
0-5 cm	3,90	1,95	11,09	0,51	0,53	0,16	0,06	1,26	12,35	3,21	10,49	63,13	8,59	35,96	62,61	5,05	12,4	1,0
5-10 cm	3,85	2,21	12,21	0,39	0,31	0,12	0,06	0,88	13,09	3,09	6,59	74,34	6,51	31,34	50,75	4,41	11,5	1,3
10-20 cm	3,89	2,02	11,12	0,25	0,16	0,08	0,04	0,54	11,65	2,55	4,46	80,33	3,55	21,22	34,32	3,08	11,0	1,6
20-30 cm	3,96	1,87	9,81	0,14	0,09	0,05	0,03	0,31	10,11	2,18	2,98	85,88	1,63	14,91	20,08	1,92	10,2	1,6
31-51 cm*	4,01	1,98	9,04	0,13	0,08	0,05	0,03	0,30	9,34	2,28	3,10	86,69	1,20	13,69	-	-	-	1,5
52-73 cm*	4,07	2,09	9,73	0,12	0,05	0,05	0,04	0,26	9,99	2,35	2,69	86,82	1,20	10,87	-	-	-	2,3
74-95 cm*	4,10	1,87	9,74	0,12	0,05	0,04	0,04	0,26	10,00	2,15	2,71	80,22	0,97	8,58	-	-	-	2,3

Profundidade	pH CaCl ₂	Al ⁺³	H ⁺ +Al ⁺³	Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺	Na ⁺	SB	T	CTC _{ef}	V	m	P	C	C _{total}	N _{total}	Relação	
	 cmol _c dm ⁻³ %	mg dm ⁻³	g dm ⁻³ g kg ⁻¹	C:N	Ca:Mg	
P7 _{190m} - 190 metros de altitude, terço superior da encosta CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico argissólico																		
0-5 cm	3,74	2,21	11,81	0,54	0,49	0,18	0,04	1,25	13,07	3,47	9,68	62,66	6,78	36,10	64,46	4,99	12,9	1,1
5-10 cm	3,77	2,64	11,67	0,20	0,27	0,11	0,03	0,61	12,28	3,25	5,00	80,69	4,25	27,47	47,88	3,94	12,0	0,7
10-20 cm	3,89	2,28	12,45	0,14	0,17	0,07	0,03	0,41	12,86	2,69	3,71	84,26	3,14	17,92	29,74	2,61	11,3	0,8
20-30 cm	3,97	2,00	8,78	0,14	0,13	0,06	0,03	0,36	9,14	2,36	3,99	84,19	1,20	12,24	17,91	1,72	10,3	1,1
31-50 cm*	3,98	2,01	8,64	0,17	0,13	0,05	0,03	0,37	9,01	2,38	4,28	83,79	1,23	9,72	-	-	-	1,3
51-74 cm*	4,02	1,99	7,68	0,12	0,10	0,04	0,03	0,30	7,98	2,29	3,72	87,17	1,66	7,26	-	-	-	1,3
75-93 cm*	4,06	1,86	7,49	0,17	0,10	0,04	0,03	0,34	7,83	2,20	4,41	83,40	1,59	7,47	-	-	-	1,8
P9 _{470m} - 470 metros de altitude, topo da encosta CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico argissólico																		
0-5 cm	3,51	2,56	16,38	0,89	0,59	0,16	0,04	1,67	18,05	4,23	8,99	61,83	7,27	50,21	99,38	6,95	13,93	1,5
5-10 cm	3,38	4,12	17,46	0,24	0,31	0,10	0,03	0,67	18,13	4,79	3,73	85,82	3,27	33,59	59,96	4,37	13,53	0,8
10-20 cm	3,56	3,77	15,40	0,13	0,18	0,07	0,02	0,41	15,80	4,17	2,58	89,94	1,86	21,72	36,81	3,03	11,96	0,7
20-30 cm	3,69	3,47	13,99	0,11	0,15	0,06	0,02	0,35	14,34	3,82	2,45	90,49	0,83	18,66	26,49	2,24	11,72	0,7
31-49 cm*	3,77	3,15	13,08	0,12	0,15	0,06	0,02	0,35	13,43	3,49	2,64	89,71	0,51	14,17	-	-	-	0,8
50-72 cm*	3,84	2,75	12,19	0,17	0,17	0,05	0,02	0,42	12,61	3,16	3,35	86,66	0,72	11,81	-	-	-	1,0
73-89 cm*	3,91	2,46	10,98	0,19	0,19	0,06	0,03	0,48	11,46	2,93	4,15	83,69	0,82	13,49	-	-	-	1,0

FONTE: O autor (2017). As profundidades marcadas com o asterisco (*) foram delimitadas conforme diferenciação dos horizontes de solo durante a coleta de campo e representam a média de 6 pontos por parcela. SB = soma de bases; T = capacidade de troca de cátions (CTC) potencial; CTC_{ef} = capacidade de troca de cátions efetiva; V% = porcentagem de saturação por bases; m% = porcentagem de saturação por alumínio.

Os teores dos cátions Ca, Mg e K no solo são baixos (SBCS, 2004; RAIJ, 2011), mesmo nas camadas superficiais do solo, com teores de Ca especialmente baixos. O Ca geralmente é mais abundante que o Mg no solo (RAIJ, 2011), sendo que o oposto foi observado nos solos da RNG, comportamento já identificado em outras análises de solo feitas na RNG (DONHA, 2016). Os teores desses três cátions também diminuem com a profundidade do solo, evidenciando que a MOS é a principal fonte desses elementos nos solos intemperizados. Comparando as áreas, o teor de Ca aumentou ao longo do gradiente, enquanto o teor de Mg diminuiu, sendo que os maiores valores da relação Ca:Mg foram verificados na parcela P9_{470m}. O teor de K manteve-se muito baixo em todas as parcelas, sem influência do gradiente altitudinal.

Devido aos baixos valores dos cátions, a soma de bases (SB) do solo de todas as áreas é baixa, resultando em V% menor que 50%, caracterizando os solos como distróficos. A saturação por Al, por outro lado, é elevada em todas as áreas e profundidades (m% maior que 50%), caracterizando os solos como álicos (DONAGEMA et al., 2011; SANTOS et al., 2013; IBGE, 2015).

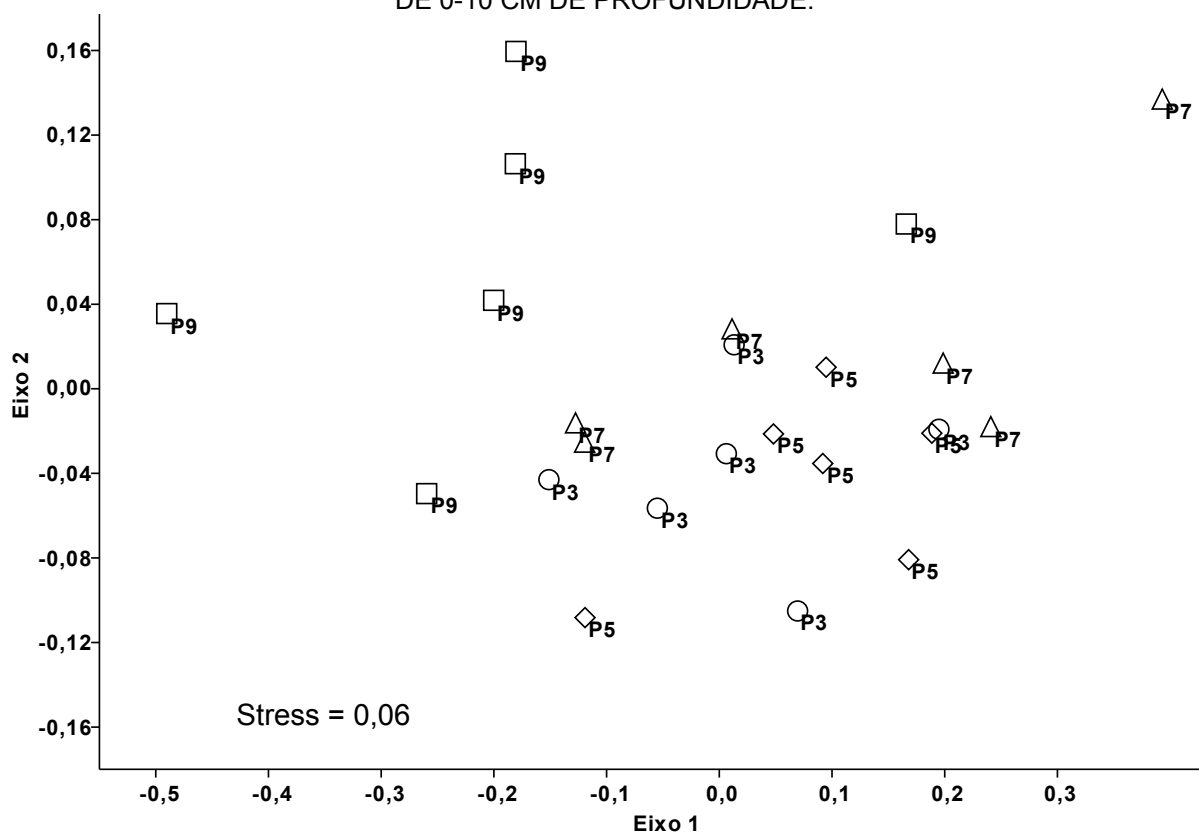
O teor de P extraído por Mehlich nas camadas superficiais do solo variam de médio a alto (SBCS, 2004), diminuindo em profundidade, o que indica um efeito benéfico da vegetação sobre as características químicas do solo. Ao longo do gradiente, houve uma tendência de diminuição do teor de P com o aumento da altitude. Embora a fonte primária de P do solo seja o intemperismo da rocha de origem e o P seja deficiente em solos tropicais altamente intemperizados (AERTS; CHAPIN, 2000), nesse caso, os teores de P no solo parecem ter origem na matéria orgânica do solo (MOS). Pode-se notar o papel da MOS como fonte de P pois as diferenças entre os teores de P entre as áreas é mais evidente na superfície do solo que nos horizontes mais profundos, onde os teores de P são mais baixos e homogêneos entre as áreas. A diminuição acentuada do P com a profundidade suporta a asserção de que as diferenças químicas dos solos entre as áreas devem-se à adição de material orgânico de serapilheira ao longo do tempo (MARTINS et al., 2015).

Os teores de C e N foram maiores em superfície, diminuindo com o aumento da profundidade. Os valores são superiores aos obtidos por Santos (2007) em áreas com diferentes estágios de sucessão secundária, indicando que o estágio da vegetação ou a história de uso do solo pode afetar estes dois elementos, sobretudo

nas camadas mais superficiais do solo. As mudanças nos teores de N no solo seguem na mesma direção daquelas observadas para os teores de C. Isto porque as transformações do nitrogênio no solo são acopladas às transformações do carbono (GROPPO et al., 2015). Houve pouca variação nestes atributos entre as parcelas P3_{30m}, P5_{90m} e P7_{190m}, mas foram observados teores mais elevados de C e N na parcela P9_{470m}, o que poderia ser explicado pela decomposição da matéria orgânica do solo mais lenta nesta parcela em maior altitude.

A ordenação dos pontos amostrados por escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) mostra que as parcelas diferem entre si quanto aos parâmetros químicos do solo da camada superficial (FIGURA 6). A análise não paramétrica PERMANOVA, utilizando a distância de Bray-Curtis, indicou haver diferença estatística significativa nos parâmetros químicos na camada superficial do solo ao longo do gradiente altitudinal ($F_{3,20}=3,60$; $p=0,0136$), diferenciando as áreas entre si.

FIGURA 6 – ORDENAÇÃO POR ESCALONAMENTO MULTIDIMENSIONAL NÃO-MÉTRICO (NMDS) DOS PARÂMETROS QUÍMICOS DO SOLO DAS PARCELAS DE ESTUDO, NA CAMADA DE 0-10 CM DE PROFUNDIDADE.



FONTE: O autor (2017). Altitude das parcelas: P3 = 30 metros; P5 = 90 metros; P7 = 190 metros; e P9 = 470 metros.

O solo da parcela P9_{470m} é estatisticamente diferente das demais áreas quanto aos parâmetros químicos ($F_{1,4}=4,6$ e $p=0,034$ para a parcela P3_{30m}; $F_{1,4}=7,1$ e $p=0,012$ para a parcela P5_{90m} e $F_{1,4}=5,2$ e $p=0,035$ para a parcela P7_{190m}), sendo que a diferenciação do solo dessa parcela em comparação às demais áreas deve-se aos maiores teores de C, N e Al, fato que pode ser explicado por esta parcela estar em maior altitude, situação menos favorável à decomposição da serapilheira, ou seja, uma maior incorporação de matéria orgânica no solo ao longo dos anos. Os teores trocáveis de Ca e Mg também são maiores na P9_{470m}, com aumento gradual com a altitude. A profundidade efetiva do solo também diminuiu com a altitude, sendo que em todas as áreas, o solo é considerado pouco profundo (IBGE, 2015).

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AERTS, R.; CHAPIN, F. S. The mineral nutrition of wild plants revisited: re-evaluation of processes and patterns. In: FITTER, A. H.; RAFFAELLI, D. G. (Ed). **Advances in Ecological Research**. San Diego: Academic Press, 2000. p 1-67.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologisches Zeitschrift**, v.22, n.6, p.711-728, 2013.

ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; SCARANELLO, M. A.; CAMARGO, P. B.; SANTOS, F. A. M.; JOLY, C. A.; MARTINELLI, L. A. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). **Forest Ecology and Management**, v.260, p.679-691, 2010.

ANGULO, R. J.; SOARES, C. R.; MARONE, E.; SOUZA, M. C.; ODRESKI, L. L. R.; NOERNBERG, M. A. Paraná. In: MUEHE, D. **Erosão e progradação do litoral brasileiro**. Brasília: MMA, 2006. p. 347-400.

APG. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v.161, 105-121, 2009.

ARCHER, D. R. **Espécies arbóreas da Mata Atlântica presentes nas listas da flora brasileira ameaçada de extinção: uma revisão**. Seropédica, 28 p. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2009.

BHERING, S. B. et al. **Mapa de solos do Estado do Paraná - escala 1:250.000**. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2007.

BHERING, S. B. et al. **Mapa de solos do Estado do Paraná: legenda atualizada**. Rio de Janeiro: EMBRAPA Florestas/EMBRAPA Solos/IAP, 2008.

BIANCHIN, J. E.; MARQUES, R.; BRITEZ, R. M.; CAPRETZ, R. L. Deposição de fitomassa em formações secundárias na Floresta Atlântica do Paraná. **Floresta e Ambiente**, v.23, n.4, p.524-533, 2016.

BLUM, C. T.; RODERJAN, C. V.. Espécies Indicadoras em um Gradiente da Floresta Ombrófila Densa na Serra da Prata, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v.5, n.2, p.873-875, 2007.

BLUM, C. T.; RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F. O clima e sua influência na distribuição da Floresta Ombrófila Densa na Serra da Prata, Morretes, Paraná. **Floresta**, v.41, n.3, p.589-598, 2011.

BORGIO, M.; TIEPOLO, G.; REGINATO, M.; KUNIYOSHI, Y. S.; GALVÃO, F.; CAPRETZ, R. L.; ZWIENER, V. P. Espécies arbóreas de um trecho de Floresta Atlântica do município de Antonina, Paraná, Brasil. **Floresta**, v.41, n.4, p.819 - 832, 2011.

BRAY, J. R.; GORHAM, E. Litter production in forests of the world. **Advances in Ecological Research**, v.19, p.101-157, 1964.

BRITEZ, R. M.; SANTOS FILHO, A.; REISSMANN, C. B.; SILVA, S. M.; ATHAYDE, S. F.; LIMA, R. X.; QUADROS, R. M. B. Ciclagem de nutrientes minerais em duas florestas da planície litorânea da Ilha do Mel, Paranaguá, PR. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, p.625-634, 1997.

CALDEIRA, M. V. W.; VITORINO, M. D.; SCHAADT, S. S.; MORAES, E.; BALBINOT, R. Quantificação de serapilheira e de nutrientes em uma Floresta Ombrófila Densa. **Semina: Ciências Agrárias**, v.29, n.1, p.53-68, 2008.

DAVIDSON, E. A.; JANSSENS, I. A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. **Nature**, v.440, p.165-173, 2006.

DICKOW, K. M. C.; MARQUES, R.; PINTO, C. B.; HÖFER, H. Produção de serapilheira em diferentes fases sucessionais de uma Floresta Atlântica secundária, em Antonina, PR. **Cerne**, v.18, n.1, p.75-86, 2012.

DICKOW, K. M. C.; MARQUES, R.; PINTO, C. B. Lixiviação de nutrientes da serapilheira recém depositada em sucessão ecológica na Floresta Atlântica, litoral do Paraná. **Floresta**, v.39, n.1, p.145-156, 2009.

DIDION, M.; REPO, A.; LISKI, J.; FORSIUS, M.; BIERBAUMER, M.; DJUKI, I. Towards harmonizing leaf litter decomposition studies using standard tea bags - a field study and model application. **Forests**, v.7, n.8, p.2-12, 2016.

DINIZ, T.; RAMOS, M. L. G.; VIVALDI, L. J.; ALENCAR, C. M.; JUNQUEIRA, N. T. V. Alterações microbianas e químicas de um gleissolo sob macaubeiras nativas em função da variação sazonal e espacial. **Bioscience Journal**, v. 30, p.750-762, 2014.

DONAGEMA, G. K.; CAMPOS, D. V. B.; CALDERANO, S. B.; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. M. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2011. 230 p. 2 ed.

DONHA, G. G. **Dinâmica de crescimento e estoque de biomassa, carbono e nutrientes em espécies arbóreas da Floresta Atlântica no Sul do Brasil**. Curitiba, 104 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

EISENLOHR, P. V.; ALVES, L. F.; BERNACCI, L. C.; PADGURSCHI, M. C. G.; TORRES, R. B.; PRATA, E. M. B.; SANTOS, F. A. M.; ASSIS, M. A.; RAMOS, E.; ROCHELLE, A. L. C.; MARTINS, F. R.; CAMPOS, M. C. R.; PEDRONI, E.; SANCHEZ, M.; PEREIRA, L. S.; VIEIRA, S. A.; GOMES, J. A. M. A.; TAMASHIRO, J. Y.; SCARANELLO, M. A. S.; CARON, C. J.; JOLY, C. A. Disturbances, elevation, topography and spatial proximity drive vegetation patterns along an altitudinal gradient of a top biodiversity hotspot. **Biodiversity and Conservation**, v.22, n.12, p.2767-2783, 2013.

ESPIG, S. A.; FREIRE, F. J.; MARANGON, L. C.; FERREIRA, R. L. C.; FREIRE, M. B. G. S, ESPIG, D. B. Sazonalidade, composição e aporte de nutrientes da serapilheira em fragmento de Mata Atlântica. **Revista Árvore**, v.33, n.5, p.949-956, 2009.

FERREIRA, M. L.; SILVA, J. L.; PEREIRA, E. L.; LAMANO-FERREIRA, A. P. N. Litter fall production and decomposition in a fragment of secondary Atlantic Forest of São Paulo, SP, Southeastern Brazil. **Revista Árvore**, v.38, n.4, p.591-600, 2014.

FERRETTI, A. R.; BRITEZ, R. M. Ecological restoration carbon sequestration and biodiversity conservation: The experience of the Society for Wildlife Research and Environmental Education (SPVS) in the Atlantic Rain Forest of Southern Brazil. **Journal of Nature Conservation**, v.14, p.249-259, 2006.

FOSTER, N. W.; BHATTI, J. S. Forest ecosystems: Nutrient cycling. In: LAL, R.; ed. **Encyclopedia of soil science**. New York: Taylor & Francis Group, 2006. p.718-21.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Ed.) **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica - Belo Horizonte: Conservação Internacional, p.3-11, 2005.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C. Biomassa microbiana ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. 645 p. 2.ed.

GOMES, J. A. M. A.; BERNACCI, L. C.; JOLY, C. A. Diferenças florísticas e estruturais entre duas cotas altitudinais da Floresta Ombrófila Densa Submontana Atlântica, do Parque Estadual da Serra do Mar, município de Ubatuba/SP, Brasil. **Biota Neotropica**, v.11, n.2, p.123-137, 2011.

GROPPO, J. D.; LINS, S. R. M.; CAMARGO, P. B.; ASSAD, E. D.; PINTO, H. S.; MARTINS, S. C.; SALGADO, P. R.; EVANGELISTA, B.; VASCONCELLOS, E.; SANO, E. E.; PAVÃO, E.; LUNA, R.; MARTINELLI, L. A. Changes in soil carbon, nitrogen, and phosphorus due to land-use changes in Brazil. **Biogeosciences**, v.12, n.15, p.4765–4780, 2015.

GUEDES, M. L. S.; BATISTA, M. A.; RAMALHO, M.; FREITAS, H. M. B.; SILVA, E. M. Breve incursão sobre a biodiversidade da Mata Atlântica. In: FRANKE, C. R.; ROCHA, P. L. B.; KLEIN, W.; GOMES, S. L. (orgs.). **Mata Atlântica e biodiversidade**. Salvador: Editora da UFBA, 2005. 476 p.

GUILHERME, F. A. G.; MORELLATO, L. P. C.; ASSIS, M. A. Horizontal and vertical tree community structure in a lowland Atlantic Rain Forest, Southeastern Brazil. **Revista Brasil. Bot.**, v.27, n.4, p.725-737, 2004.

HOFFER, H.; BIHN, J.; BORGES, C.; BRITZ, R. M.; BRAND, R.; FABRY, R.; JETZKOWITZ, J.; KAHLE, H. P.; MARQUES, R.; TTERMANNS, R.; PAULSCHA, D.; RÖMBKE, J.; ROB-NICKOLL, B.; VERHAAGHA, B. InBioVeritas - Valuating nature in the southern Mata Atlântica of Brazil. **Environmental Sciences**, v.9, p.64-71, 2011.

HOLANDA, A. C.; FELICIANO, A. L. P.; MARANGON, L. C.; FREIRE, F. J.; HOLANDA, E. M. Decomposição da serapilheira foliar e respiração edáfica em um remanescente de Caatinga na Paraíba. **Revista Árvore**, v.39, n.2, p.245-254, 2015.

IBGE. **Manual técnico de pedologia**. Rio de Janeiro: IBGE, 2015. 430 p. 3.ed.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 2.ed.

IPARDES. **Zoneamento da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba**. Curitiba: IPARDES, 2001. 150 p.

ITCG. **Clima - Estado do Paraná**. Curitiba: ITCG, 2008.

JEYANNY, V.; RASIDAH, K. W.; HUSNI, M. H. A.; KUMAR, B. S.; FIRDAUS, S. M.; ARIFIN, A. Leaf litter decomposition and soil carbon dioxide fluxes across climatic gradient in tropical montane and lowland forests. **Journal of Tropical Forest Science**, v.27, n.4, p.472-487, 2015.

JOLY, C. A.; ASSIS, M. A.; BERNACCI, L. C.; TAMASHIRO, J. Y.; CAMPOS, M. C. R.; GOMES, J. A. M. A.; LACERDA, M. S.; SANTOS, F. A. M.; PEDRONI, F.; PEREIRA, L. S.; PADGURSCHI, M. C. G.; PRATA, E. M. B.; RAMOS, E.; TORRES, R. B.; ROCHELLE, A.; MARTINS, F. R.; ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; MARTINELLI, L. A.; CAMARGO, P. B.; AIDAR, M. P. M.; EISENLOHR, P. V.; SIMÕES, E.; VILLANI, J. P.; BELINELLO, R. Florística e fitossociologia em parcelas permanentes da Mata Atlântica do sudeste do Brasil ao longo de um gradiente altitudinal. **Biota Neotropica**, v.12, n.1, p.123-145, 2012.

KEUSKAMP, J. A.; DINGEMANS, B. J. J.; LEHTINEN, T.; SARNEEL, J. M.; HEFTING, M. A. Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. **Methods in Ecology and Evolution**, v.4, n.11, p.1070-1075, 2013.

KITAYAMA, K.; AIBA, S. Ecosystem structure and productivity of tropical rain forests along altitudinal gradients with contrasting soil phosphorus pools on Mount Kinabalu, Borneo. **Journal of Ecology**, v.90, p.37-51, 2002.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: RiMa, 2000. 531 p.

LEANDRO, J. A. Devastação e tráfico de madeira no litoral do Paraná provincial. **Revista de História Regional**, v.4, n.2, p.93-105, 1999.

LIEBSCH, D.; GOLDENBERG, R.; MARQUES, M. C. M. Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronosequência de Floresta Atlântica no Estado do Paraná, Brasil. **Acta bot. bras.**, v.21, n.4, p.983-992, 2007.

LOPES, A. S.; SILVA, M. C.; GUILHERME, L. R. G. **Acidez do solo e calagem**. São Paulo: ANDA, 1990. 22 p. 3. Ed.

MAGNUSSON, W. E.; LIMA, A. P.; LUIZÃO, R.; LUIZÃO, F.; COSTA, F. R.; CASTILHO, C. V. D.; KINUPP, V. F. RAPELD: a modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. **Biota Neotropica**, v.5, n.2, p.19-24, 2005.

MARQUES, M. C. M., ZWIENER, V. P., RAMOS, F. M., BORGIO, M., MARQUES, R. Forest structure and species composition along a successional gradient of Lowland Atlantic Forest in Southern Brazil. **Biota Neotropica**, v.14, n.3, p.1-11, 2014.

MARQUES, R. Caracterização química da fertilidade do solo. In: LIMA, M. R.; SIRTOLI, A. E. **Diagnóstico e recomendações de manejo do solo : aspectos teóricos e metodológicos**. Curitiba : UFPR, 2006.

MARQUES, R.; MOTTA, A. C. V. Análise química do solo para fins de fertilidade. In: Lima, M. R. (Org.) **Manual de diagnóstico da fertilidade e manejo dos solos agrícolas**. Curitiba, UFPR, 2003. p.81-102.

MARTINELLI, L. A.; LINS, S. R. M.; SANTOS-SILVA, J. C. Fine litterfall in the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v.49, n.4, p.443-451, 2017.

MARTINS, S. C.; SOUSA NETO, E.; PICCOLO, M. C.; ALMEIDA, D. Q. A.; CAMARGO, P. B.; CARMO, J. B.; PORDER, S.; LINS, S. R. M.; MARTINELLI, L. A. Soil texture and chemical characteristics along an elevation range in the coastal Atlantic Forest of Southeast Brazil. **Geoderma Regional**, v.5, p.106-116, 2015.

MARTINS, K. G. **Deposição e decomposição de serapilheira em uma Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas sobre solos hidromórficos na Estação Ecológica da Ilha do Mel - PR**. Curitiba, 142 p. Dissertação (Mestrado em Ciência

do Solo) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

MCGRODDY, M.; SILVER, W. L. Variations in belowground carbon storage and soil CO₂ flux rates along a wet tropical climate gradient. **Biotropica**, v.32, n.4, p.614-624, 2000.

METCALFE, D. B.; FISHER, R. A.; WARDLE, D. A. Plant communities as drivers of soil respiration: pathways, mechanisms, and significance for global change. **Biogeosciences**, v.8, p.2047-2061, 2011.

MINEROPAR. **Atlas geomorfológico do Estado do Paraná**: Escala 1:250.000. Curitiba: UFPR, 2006.

MINEROPAR. **Atlas geológico do Estado do Paraná**. Curitiba: UFPR, 2001.

MONTEIRO, M. T.; GAMA-RODRIGUES, E. F. Carbono, nitrogênio e atividade da biomassa microbiana em diferentes estruturas de serapilheira de uma floresta natural. **R. Bras. Ci. Solo**, v.28, p.819-826, 2004.

MOOSHAMMER, M.; WANEK, W.; BOLTENSTERN, S. Z.; RICHTER, A. Stoichiometric imbalances between terrestrial decomposer communities and their resources: mechanisms and implications of microbial adaptations to their resources. **Frontiers in Microbiology**, v.5, n.22, p.1-10, 2014.

MOSER, G.; LEUSCHNER, C.; HERTEL, D.; GRAEFE, S.; SOETHE, N.; IOST, S. Elevation effects on the carbon budget of tropical mountain forests (S Ecuador): the role of the belowground compartment. **Global Change Biology**, v.17, p.2211-2226, 2011.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v.403, p.853-858, 2000.

NOLLA, A.; ANGHINONI, I. Métodos utilizados para a correção da acidez do solo no Brasil. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, v.6, n.1, p.97-111, 2004.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v.32, n.4, p.793-810, 2000.

OLIVEIRA, R. A. C. **Efeitos indiretos da diversidade sobre a decomposição de serapilheira na Floresta Atlântica**. Curitiba, 85 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

PEÑA, M. L. P.; MARQUES, R.; JAHNEL, M. C.; ANJOS, A. Respiração microbiana como indicador da qualidade do solo em ecossistema florestal. **Floresta**, v.35, n. 1, P.117-127, 2005.

PEREIRA, J. M.; BARETTA, D.; BINI, D.; VASCONCELLOS, R. L. F.; CARDOSO, E. J. B. N. Relationships between microbial activity and soil physical and chemical properties in native and reforested *Araucaria angustifolia* forests in the state of São Paulo, Brazil. **R. Bras. Ci. Solo**, v.37, p.572-586, 2013.

PINTO, C. B., MARQUES, R. Aporte de nutrientes por frações da serapilheira em sucessão ecológica de um ecossistema da Floresta Atlântica. **Floresta**, v.33, n.3, p.257-264, 2003.

PIRES, L. A.; BRITZ, R. M.; MARTEL, G.; PAGANO, S. N. Produção, acúmulo e decomposição da serapilheira em uma restinga da Ilha do Mel, Paranaguá, PR, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v.20, n.1, p.173-184, 2006.

PROTIL, C. Z. MARQUES, R.; PROTIL, R. M. Variação sazonal e redistribuição de bioelementos de quatro espécies arbóreas em três tipologias florestais da Floresta Atlântica do Paraná. **Floresta**, v.39, n.3, p.699-717, 2009.

RAIJ, B. V. **Fertilidade do solo e manejo de nutrientes**. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2011. 420 p.

REICHSTEIN, M.; BEER, C. Soil respiration across scales: the importance of a model-data integration framework for data interpretation. **J. Plant Nutr. Soil Sci.**, v.171, p.344-354, 2008.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v.142, n.6, p.1141- 1153, 2009.

ROCHA, A. A. **Deposição de fitomassa e nutrientes, acumulação e decomposição de serapilheira em três tipologias da Floresta Atlântica, Paranaguá, PR**. Curitiba, 125 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

RODERJAN, C. V.; KUNIYOSHI, Y. S.; GALVÃO, F.; HATSCHBACH, G. G. As unidades fitogeográficas do Estado do Paraná. **Ciência & Ambiente**, v.24, p.75-92, 2002.

SAMBUICHI, R. H. R.; SILVA, L. A. M.; JESUS, M. F. C.; PAIXÃO, J. L. Lista de árvores nativas do sul da Bahia. In: **Nossas árvores: conservação, uso e manejo de árvores nativas no sul da Bahia**. Ilhéus: Universidade Estadual de Santa Cruz, 2009, 299 p.

SANTOS, E. **Carbono, nitrogênio e relação C/N em Gleissolo e Cambissolo sob diferentes tipologias vegetais na área de ocorrência da Floresta Ombrófila Densa, Antonina - PR**. Curitiba, 104 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

SANTOS, H. G. et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2013.

SBCS. SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. Núcleo Regional Sul. **Manual de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. Porto Alegre: SBCS, 2004. 400 p. 10.ed.

SCHEER, M. B.; BLUM, C. T. Arboreal diversity of the Atlantic Forest of Southern Brazil: from the beach ridges to the Paraná river. In: GRILLO, O.; VENORA, G. (Ed.). **The dynamical processes of biodiversity - case studies of evolution and spatial distribution**. Rijeka: Intech, 2009. Disponível em: <<https://goo.gl/zsPpZh>>. Acesso em: 28 mai. 2017.

SCHEER, M. B. Decomposição e liberação de nutrientes da serrapilheira foliar em um trecho de floresta Ombrófila Densa Aluvial em regeneração, Guaraqueçaba (PR). **Floresta**, v.38, n.2, p.253-266, 2008.

SCORIZA, R. N.; PEREIRA, M. G.; PEREIRA, G. H. A.; MACHADO, D. L.; SILVA, E. R. Métodos para coleta e análise de serrapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. **Floresta e Ambiente**, v.2, n.2, p.1-18, 2012.

SILVA, C. F.; PEREIRA, M. G.; MIGUEL, D. L.; FEITORA, J. C. F.; LOSS, A.; MENEZES, C. A. G.; SILVA, E. M. R. Carbono orgânico total, biomassa microbiana e atividade enzimática do solo de áreas agrícolas, florestais e pastagem no médio vale do Paraíba do Sul (RJ). **R. Bras. Ci. Solo**, v.36, p.1680-1689, 2012.

SILVA, C. M.; VASCONCELOS, S. S.; MOURÃO JÚNIOR, M.; BISPO, C. J. C.; KATO, O. R.; SILVA JUNIOR, A. C.; CASTELLANI, D. C. Variação temporal do efluxo de CO₂ do solo em sistemas agroflorestais com palma de óleo na Amazônia Oriental. **Acta Amazonica**, v.46, n.1, p. 1-12, 2016.

SILVEIRA, F. M. **Ciclagem de nutrientes em estágios sucessionais da Floresta Ombrófila Densa do Paraná**. Curitiba, 142 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

SINGH, K. P.; SINGH, P. K.; TRIPATHI, S. K. Litterfall, litter decomposition and nutrient release patterns in four native tree species raised on coal mine spoil at Singrauli, India. **Biol. Fertil. Soils**, v.29, p.371–378, 1999.

SLOBODA, B.; MARQUES, R.; BLUM, H.; BIANCHIN, J. E.; DONHA, C. G.; SILVEIRA, F. M.; CAPRETZ, R. L. Litterfall and nutrient dynamics in an old-growth Atlantic Rainforest in Brazil. **Floresta e Ambiente**, 2017, in press.

SOUSA NETO, E.; CARMO, J. B.; KELLER, M.; MARTINS, S. C.; ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; PICCOLO, M. C.; CAMARGO, P.; COUTO, H. T. Z.; JOLY, C. A.; MARTINELLI, L. A. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, methane and carbon dioxide in a gradient of elevation in the coastal Brazilian Atlantic forest. **Biogeosciences**, v.8, n.3, p.733-742, 2011.

SOUZA, E. D.; COSTA, S. E. V. G. A.; ANGHINONI, I.; DE LIMA, C. V. S.; CARVALHO, P. C. F.; MARTINS, A. P. Biomassa microbiana do solo em sistema de

integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. **R. Bras. Ci. Solo**, v.34, p.79-88, 2010.

SOUZA, J. A.; DAVIDE, A. C. Deposição de serapilheira e nutrientes em uma mata não minerada e em plantações de bracatinga (*Mimosa scabrella*), eucalipto (*Eucalyptus saligna*) em áreas de mineração de bauxita. **Cerne**, v.7, n.1, p.101-113, 2001.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; PERES, C. A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v.143, n.10, p.2328-2340, 2010.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. P. **Fundamentos em Ecologia**. Porto Alegre: Editora ARTMED, 2006. 592 p. 2.ed.

VENEKLAAS, E. J. Litterfall and Nutrient Fluxes in Two Montane Tropical Rain Forests, Colombia. **Journal of Tropical Ecology**, v.7, n.3, p.319-336, 1991.

VILLELA, D. M.; DE MATTOS, E. A.; PINTO, A. S.; VIEIRA, S. A.; MARTINELLI, L. A. Carbon and nitrogen stock and fluxes in coastal Atlantic Forest of southeast Brazil: potential impacts of climate change on biogeochemical functioning. **Brazilian Journal of Biology**, v.72, n.3, p.633-642, 2012.

WOICIECHOWSKI, T. **Ciclagem de fitomassa e nutrientes na Floresta Ombrófila Densa Submontana no litoral do Paraná**. Curitiba, 133 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

XIA, S. W.; CHEN, J.; SCHAEFER, D.; GOODALE, U. M. Effect of topography and litterfall input on fine-scale patch consistency of soil chemical properties in a tropical rainforest. **Plant. Soil**, v.404, p.385-398, 2016.

XU, S.; LIU, L.; SAYER, E. J. Variability of above-ground litter inputs alters soil physicochemical and biological processes: a meta-analysis of litterfall-manipulation experiments. **Biogeosciences**, v.10, p.7423-7433, 2013.

ZIPPARRO, V. B.; GUILHERME, F. A. G.; ALMEIDA-SCABBIA, R. J.; MORELLATO, L. P. C. Levantamento florístico de Floresta Atlântica no sul do estado de São Paulo, Parque Estadual Intervales, Base Saibadela. **Biota Neotropica**, v.5, n.1, p.147-170, 2005.

CAPÍTULO 2

DINÂMICA DE DEPOSIÇÃO, ACÚMULO E DECOMPOSIÇÃO DE SERAPILHEIRA EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL NA FLORESTA ATLÂNTICA NO PARANÁ

RESUMO

A deposição de serapilheira é um processo essencial ao funcionamento das florestas tropicais, que geralmente estão situadas sobre solos minerais com baixas reservas dos elementos essenciais ao crescimento da vegetação. Dessa forma, a decomposição da serapilheira permite a disponibilização desses nutrientes às plantas. Neste trabalho buscou-se estudar esta dinâmica pela quantificação da deposição, do acúmulo e da decomposição de serapilheira em um gradiente altitudinal de Floresta Ombrófila Densa. Para isso, foram avaliadas 4 parcelas localizadas a diferentes altitudes, nas quais a serapilheira depositada foi coletada mensalmente; e a serapilheira acumulada foi coletada em cada estação do ano. Foi realizado o fracionamento da serapilheira e determinado o seu peso seco. A decomposição de serapilheira foi quantificada pela diferença entre a deposição e o acúmulo de fitomassa. A quantidade total de serapilheira depositada variou entre 6,0 e 7,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, com maior proporção da fração folhas em relação às demais frações. A temperatura máxima do ar, nas parcelas mais baixas do gradiente, junto com a precipitação acumulada, radiação solar e velocidade das rajadas de vento, foram as variáveis meteorológicas que apresentaram as melhores correlações com a deposição de serapilheira. A deposição de serapilheira foi maior na parcela de maior altitude, decrescendo nas parcelas de menor altitude. Com relação à sazonalidade, a deposição foi maior na primavera e verão, estações com maior precipitação e temperatura. O acúmulo de serapilheira sobre o solo foi maior no inverno, como resultado da menor precipitação e temperatura nesse período, desfavorecendo a decomposição. O maior acúmulo foi observado na maior altitude, onde também foi identificada a menor taxa de decomposição da serapilheira (k). Os valores de k foram maiores na primavera e verão, quando as condições climáticas (alta umidade e temperatura) são mais favoráveis à atividade da biota do solo, responsável pela decomposição da serapilheira.

Palavras-chave: Biogeoquímica florestal, Floresta Ombrófila Densa, produção de serapilheira.

1 INTRODUÇÃO

A deposição de serapilheira é um componente essencial para a produtividade das florestas tropicais, transferindo nutrientes da vegetação para os solos (MARTINELLI et al., 2017), sendo a principal via de transferência de nutrientes das plantas para o solo em ecossistemas florestais (PROTIL et al., 2009; MARQUES et al., 2014). Por ser um processo cíclico e contínuo, alterando e sendo influenciada

pelas características químicas do solo, o aporte de serapilheira constitui uma das vias de entrada de material orgânico no solo (SCORIZA et al., 2012). Em florestas tropicais, assentadas sobre solos quimicamente pobres, a serapilheira em decomposição é a principal fonte de nutrientes de plantas (SCHMIDT et al., 2008), o que favorece o crescimento das plantas e a produtividade primária desses ecossistemas florestais.

A serapilheira acumulada sobre o solo é a camada de detritos, que inclui folhas, ramos, caules, cascas, frutos, flores, e animais, disposta na superfície do solo (GOLLEY et al., 1978; BORÉM; RAMOS, 2002; CALVI et al., 2009; SCORIZA et al., 2012; CUNHA NETO et al., 2013), sendo que as folhas geralmente representam a maior fração (ESPIG et al., 2009). A serapilheira estocada no piso florestal constitui-se num compartimento a partir do qual os nutrientes serão disponibilizados para as camadas superficiais do solo mineral, por meio de contínuo processo de decomposição deste material (SCORIZA et al., 2012). Em ecossistemas onde há equilíbrio entre a absorção e retorno de nutrientes ao solo, grande parte das necessidades nutricionais das plantas é suprida pela ciclagem de nutrientes (BORÉM; RAMOS, 2002). Além disso, a serapilheira é uma das principais fontes biológicas de nutrientes para micro-organismos presentes no solo, sendo que sua decomposição é uma etapa fundamental no ciclo biogeoquímico (HOLANDA et al., 2015).

A deposição de serapilheira é um indicador sensível que permite a estimativa direta da produtividade primária de florestas tropicais inequânneas (BRAY; GORHAM, 1964; LARCHER, 2000; AERTSEN et al., 2012; MARTINELLI et al., 2017). A ordem de grandeza da deposição de serapilheira e a velocidade com que ela se processa, estão relacionadas com a produtividade primária e com a capacidade de regeneração do ecossistema (MEGURO et al., 1979).

A produção e deposição de serapilheira dependem de diversos fatores bióticos e abióticos (FOSTER; BHATTI, 2006; CALVI et al., 2009). A estrutura da vegetação é resultado da interação entre vários fatores, como as espécies constituintes, o clima, os solos e as perturbações ocorridas na área (EISENLOHR et al., 2013), além dos aspectos sucessionais da floresta (SCORIZA; PIÑA-RODRIGUES, 2014), que podem alterar a dinâmica de deposição de serapilheira (OSTERTAG et al., 2008). Além disso, o ambiente abiótico é outra importante fonte de variação no crescimento da floresta e nas taxas de produção de serapilheira

(BANIN et al., 2014), sendo que variações topográficas e edáficas podem estar associadas a diferenças na disponibilidade de nutrientes e água no solo, o que tem efeito direto na quantidade de serapilheira depositada (DENT et al., 2006). O clima também apresenta grande influência na deposição de serapilheira (BORÉM; RAMOS, 2002), especialmente a temperatura e precipitação, que são fatores determinantes da deposição de serapilheira na Floresta Atlântica (PINTO; MARQUES, 2003; PIRES et al., 2006; ESPIG et al., 2009; SILVEIRA, 2015; WOICIECHOWSKI, 2015; BIANCHIN et al., 2016; SLOBODA et al., 2017).

A interface serapilheira-solo é o local onde ocorrem as etapas da decomposição da matéria orgânica da serapilheira e a ciclagem dos nutrientes (DICKOW et al., 2012). A serapilheira depositada sofre um processo de liberação eventual dos elementos minerais que compõem seus tecidos orgânicos (GOLLEY et al., 1978). Inicialmente, ocorre a fragmentação mecânica e decomposição parcial da serapilheira pela mesofauna do solo, concomitantemente à ação decompositora dos microrganismos (SOUTO et al., 2013), o que condiciona a liberação dos nutrientes. Após, os nutrientes em forma solúvel são lixiviados da serapilheira, havendo após uma imobilização de nutrientes e, finalmente, ocorre a liberação desses nutrientes da serapilheira, tornando os nutrientes disponíveis para a absorção de plantas novamente (AERTS; CHAPIN, 2000).

O processo de decomposição da serapilheira é um processo chave para a transferência de carbono e nutrientes nos ecossistemas (DIDION et al., 2016), sendo um processo essencialmente biológico (SCORIZA et al., 2012), de extrema importância para as florestas tropicais, devido à baixa capacidade de armazenamento de nutrientes e à elevada ciclagem e absorção de nutrientes em solos tropicais (GIEßELMANN et al., 2010). Pode ser regulado por fatores ecológicos, tanto bióticos quanto abióticos (SCHMIDT et al., 2008; SCORIZA et al., 2012). Existe efeito indireto da diversidade vegetal no processo de decomposição de serapilheira na Floresta Atlântica, sendo que este efeito ocorre tanto via diversidade taxonômica quanto via diversidade e composição funcionais (OLIVEIRA, 2016). Embora as diferenças ambientais ao longo do gradiente possam influenciar a decomposição de serapilheira, os efeitos da qualidade do substrato e da fauna do solo são cruciais neste processo (VILLELA et al., 2012).

Ao longo de um gradiente altitudinal, a dinâmica da serapilheira apresenta variações. Mesmo em condições climáticas semelhantes, as florestas têm

características florísticas e edáficas distintas que variam previsivelmente em toda a paisagem (FOSTER; BHATTI, 2006). A biomassa acima do solo e a deposição de serapilheira tendem a diminuir com a altitude (VENEKLAAS, 1991; KITAYAMA; AIBA, 2002; MOSER et al., 2011), devido à limitação da disponibilidade de nutrientes do solo, que afeta a produtividade primária (BRAY; GORHAM, 1964). A altitude também interfere na estrutura florística e fitossociológica da Floresta Atlântica (ALVES et al., 2010; GOMES et al., 2011; JOLY et al., 2012; EINSENLOHR et al., 2013), além de criar um gradiente de temperatura atmosférica (MOSER et al., 2011; BLUM et al., 2011; MARTINELLI et al., 2017) e de temperatura do solo (SOUSA NETO et al., 2011) inversamente proporcional à altitude, o que afeta a produtividade primária, a ciclagem de nutrientes e a deposição e decomposição de serapilheira (VILLELA et al., 2012; JEYANNY et al., 2015). Dessa forma, a deposição de serapilheira tende a diminuir com o aumento da altitude (SOUSA NETO et al., 2011).

Assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar a dinâmica de deposição, acumulação e decomposição da serapilheira em um gradiente altitudinal de Floresta Ombrófila Densa. Buscou-se com esse trabalho responder as seguintes perguntas: a) Quais variáveis meteorológicas estão melhor correlacionadas com a deposição de serapilheira total e por frações? b) Existe influência do gradiente altitudinal na produção, no acúmulo e na decomposição de serapilheira total e por frações? c) Existe influência das estações do ano na produção, no acúmulo e na decomposição de serapilheira total e por frações? d) Qual a participação das diferentes frações no aporte e acúmulo de serapilheira?

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 COLETA E PROCESSAMENTO DA SERAPILHEIRA DEPOSITADA

Para a quantificação da serapilheira depositada, as coletas foram realizadas com periodicidade mensal, de abril de 2015 até março de 2016, em quatro parcelas ao longo do gradiente altitudinal (ver item 5 do capítulo 1). As coletas foram realizadas em 48 coletores circulares, feitos com estrutura de PVC e rede com malha de nylon de 2 mm (FIGURA 7-B), distribuídos sistematicamente ao longo do corredor central de cada uma das 4 parcelas, sendo 12 coletores em cada parcela, espaçados de 20 metros entre si (FIGURA 7-A). Optou-se por instalar os coletores

próximos ao corredor central da parcela, que foi demarcado acompanhando a curva de nível no terreno, devido à praticidade na coleta da serapilheira, pois além de manter as coletas numa mesma cota de altitude, evita o pisoteio exagerado na parcela, o que pode descaracterizar a vegetação regenerante.

FIGURA 7 – DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL (A) DOS COLETORES DE SERAPILHEIRA DEPOSITADA (B) E TRIAGEM DAS FRAÇÕES DE SERAPILHEIRA DEPOSITADA (C).



FONTE: O autor (2017).

Após a coleta, a serapilheira depositada foi processada em laboratório, onde foi seca em estufa a 60 ± 2 °C, até atingir peso constante, sendo posteriormente fracionada (FIGURA 7-C). As frações de serapilheira depositada utilizadas neste trabalho foram as seguintes: fração **Folhas Diversas (FD)**, formada principalmente por folhas, inteiras ou não, em diversos estágios de decomposição, mas também por estruturas vegetais grosseiras não classificadas nas demais frações, como epífitas e briófitas que eventualmente tenham sido depositadas; fração **Ramos (RA)**, que corresponde aos ramos e galhos finos das plantas, com diâmetro inferior a 2 cm, em

diversos estágios de decomposição, desde que fossem passíveis de separação; fração **Órgãos Reprodutivos (OR)**, formada pelas estruturas reprodutivas depositadas, como flores, frutos e sementes, em diversos estágios de desenvolvimentos dessas estruturas, e em diversos graus de decomposição; e fração **Miscelânea (MI)**, formada pelas partículas de serapilheira, vegetais ou não, que não foram enquadradas nas demais frações, e que passaram pela peneira de 9 mm sobre a qual a serapilheira foi triada. Os galhos eventualmente depositados, com diâmetro maior que 2 cm, foram desconsiderados, por serem considerados como necromassa (BARBOSA et al., 2009).

Após a triagem, as amostras foram novamente secas, até atingir peso constante, sendo posteriormente pesadas em balança de precisão, para obter o peso de cada amostra. Para a quantificação da serapilheira depositada em cada coletor, estimada por hectare, foi utilizada a Equação 1 (SCORIZA et al., 2012). A fim de aumentar a precisão da estimativa de serapilheira depositada, coletores foram considerados como sendo uma elipse, sendo tomadas duas medidas de diâmetro perpendiculares entre si (semi-eixo maior e semi-eixo menor) para determinar a sua área.

Equação 1

$$PSD = \frac{PC \times 10.000}{AC}$$

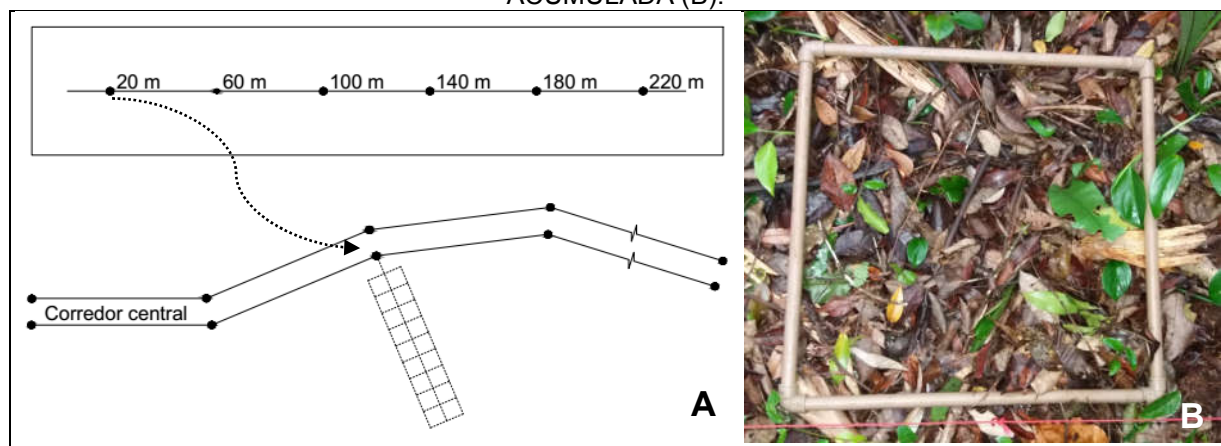
Em que: PSD = produção de serapilheira depositada, estimada por hectare (kg ha⁻¹); PC = peso de serapilheira depositada por coletor (kg); AC = área do coletor (m²).

2.2 COLETA E PROCESSAMENTO DA SERAPILHEIRA ACUMULADA

Para a serapilheira acumulada, as coletas foram realizadas a cada trimestre, correspondendo às estações do ano, em quatro parcelas ao longo do gradiente altitudinal (ver item 5 do capítulo 1). Em cada parcela, em cada coleta, foram coletadas 6 amostras de serapilheira em pontos distantes cerca de 40 metros entre si (FIGURA 8-A). As amostras foram coletadas em subparcelas instaladas de modo transversal ao corredor central, utilizando-se um gabarito de PVC de 0,25 m² de área (50 x 50 cm), no qual foi coletado todo o material orgânico depositado sobre o solo,

que compõe a serapilheira acumulada (FIGURA 8-B). Durante a coleta, foi tomado cuidado para coletar apenas o material orgânico acima do solo mineral, a fim de evitar contaminação da serapilheira acumulada por partículas de solo, o que poderia superestimar a quantidade de serapilheira acumulada, além de induzir a erros nos teores de nutrientes na serapilheira. Da mesma forma que na serapilheira depositada, os galhos com diâmetro maior que 2 cm foram descartados durante a coleta, por serem considerados como necromassa (BARBOSA et al., 2009).

FIGURA 8 – DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL (A) DOS GABARITOS DE COLETA DE SERAPILHEIRA ACUMULADA (B).



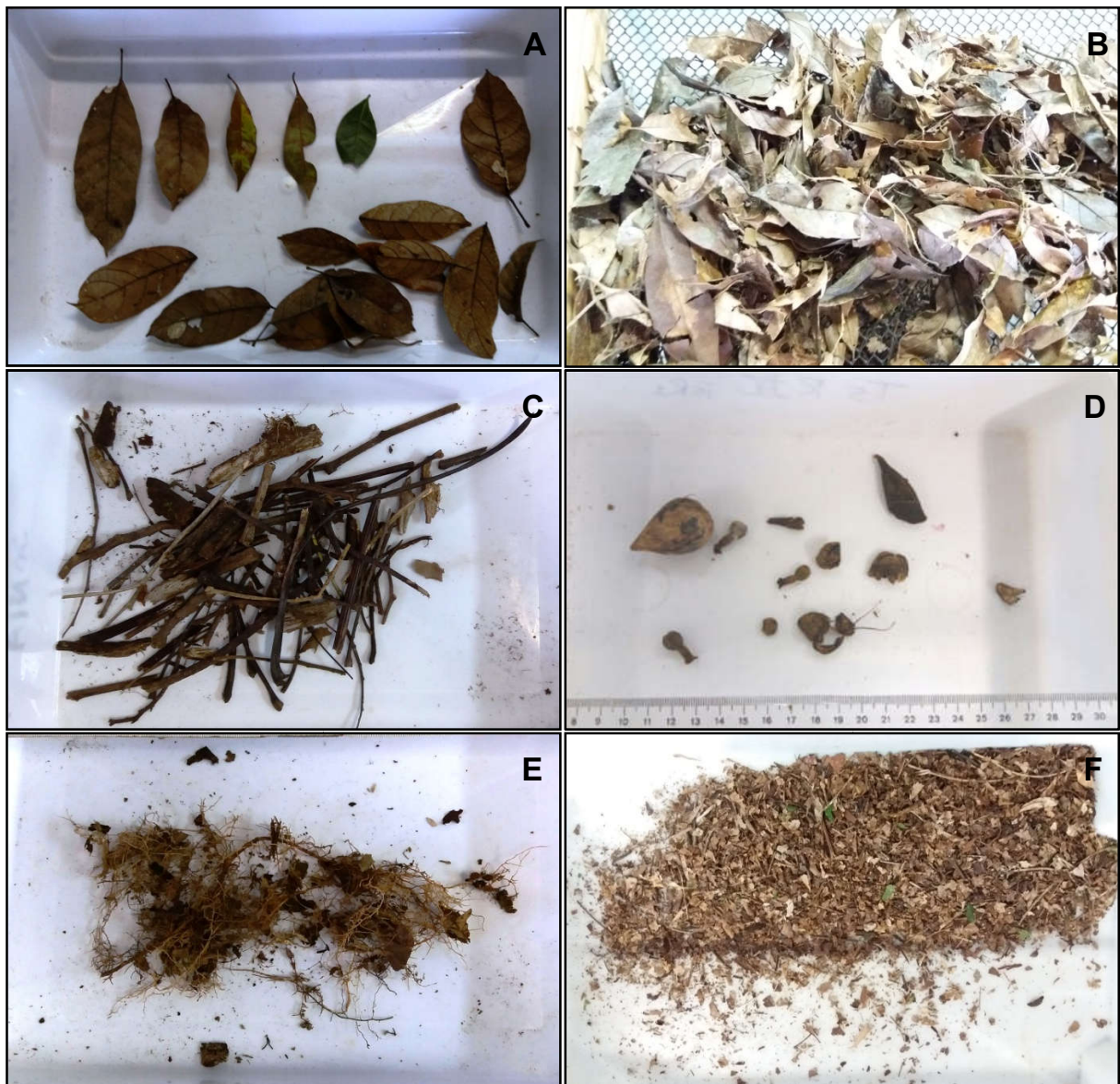
FONTE: O autor (2017).

Em cada subparcela, foram coletadas amostras em pontos diferentes em cada uma das coletas estacionais, a fim de evitar erros na quantificação da serapilheira acumulada. Os pontos de coleta nas subparcelas onde havia grande cobertura por indivíduos de sub-bosque foram desconsiderados, sendo coletada serapilheira nos locais onde a cobertura de arbustos era menor que 20% da área do gabarito. Após a coleta, da mesma forma que para serapilheira depositada, a serapilheira acumulada foi processada em laboratório, sendo seca em estufa a 60 ± 2 °C, sendo posteriormente fracionada.

As frações foram as seguintes: fração **Folhas Recém Depositadas (FR)**, que corresponde às folhas depositadas com nenhum ou poucos sinais de decomposição, e que ainda mantinham suas características de forma, tamanho e cor próximas às folhas senescentes das árvores (FIGURA 9-A); fração **Folhas Decompostas (FD)**, sendo as folhas com algum sinal de decomposição e perda de seus tecidos, devido à ação do clima e dos micro-organismos do solo (FIGURA 9-B); fração **Ramos (RA)**, que representa os ramos e galhos finos, com diâmetro menor

que 2 cm, em diversos estágios de decomposição, desde que fossem passíveis de separação; (FIGURA 9-C); fração **Órgãos Reprodutivos (OR)**, formada pelas estruturas reprodutivas acumuladas sobre o solo, como flores, frutos, sementes, em diversos estágios de desenvolvimentos dessas estruturas, e em diversos graus de decomposição (FIGURA 9-D); fração **Raízes (RZ)**, formada pelas raízes, vivas ou mortas, presentes na serapilheira acumulada sobre o solo (FIGURA 9-E); e fração **Miscelânea (MI)**, formada pelas partículas de serapilheira não enquadradas nas demais frações, e que passaram pela peneira de 9 mm sobre à qual a serapilheira foi triada (FIGURA 9-F).

FIGURA 9 – FRAÇÕES DE SERAPILHEIRA ACUMULADA TRIADAS NO ESTUDO DE CICLAGEM DE NUTRIENTES.



FONTE: O autor (2017). A = folhas recém depositadas; B = folhas decompostas; C = ramos e galhos finos; D = órgãos reprodutivos; E = raízes; F = miscelânea.

Após o processo de triagem, as amostras foram novamente secas, até atingir peso constante, sendo posteriormente pesadas em balança de precisão para obter o peso de cada amostra. Para a quantificação da serapilheira depositada estimada por hectare, foi utilizada a Equação 2.

Equação 2

$$QSA = \frac{SA \times 10.000}{AG}$$

Onde: QSA = Quantidade de serapilheira acumulada, estimada por hectare (kg ha⁻¹); SA = serapilheira acumulada sobre o solo (kg); AG = área interna do gabarito (m²).

2.3 CÁLCULO DA TAXA DE DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA

Para a determinação da taxa de decomposição de serapilheira, foi utilizada a Equação 3, adaptada de Olson (1963). Essa equação é uma estimativa indireta, pois o coeficiente de decomposição da serapilheira (k) é calculado a partir da razão entre os valores de massa seca da serapilheira aportada ao solo e os valores de massa seca da serapilheira estocada na sua superfície, em determinado intervalo de tempo (SCORIZA et al., 2012). Nesse estudo, para o cálculo da taxa de decomposição anual, considerou-se a quantidade anual de serapilheira depositada e a média estacional da serapilheira acumulada (ARATO et al., 2003). Para a taxa de decomposição por estação, utilizou-se a serapilheira depositada e a serapilheira acumulada coletadas durante o período.

Equação 3

$$k = \frac{PSD}{QSA}$$

Onde: k = taxa de decomposição de serapilheira; PSD = produção de serapilheira estimada por hectare (kg ha⁻¹); QSA = quantidade de serapilheira acumulada, estimada por hectare (kg ha⁻¹).

Foi calculado o tempo médio de renovação da serapilheira, como sendo o inverso da constante de decomposição ($1/k$). O tempo de meia vida da serapilheira ($T_{0,5}$), ou seja, o tempo necessário para que 50% da serapilheira seja decomposta, foi estimado de acordo com a Equação 4. Já o tempo necessário para a decomposição de 95% da serapilheira ($T_{0,05}$) foi estimado pela Equação 5, sendo que ambas as equações foram adaptadas de Shanks e Olson (1961).

Equação 4

$$T_{0,5} = \frac{-\ln 0,5}{k}$$

Onde: T = tempo de meia vida da serapilheira (dias); k = taxa de decomposição de serapilheira.

Equação 5

$$T_{0,05} = \frac{3}{k}$$

Onde: T = tempo necessário para a decomposição de 95% da serapilheira (dias); k = taxa de decomposição de serapilheira.

2.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Primeiramente, testou-se a homogeneidade das variâncias dos tratamentos pelo teste de Bartlett, a gaussianidade pelo teste de Shapiro-Wilks e a colinearidade pelo teste de Durbin-Watson. Nos tratamentos onde a homogeneidade das variâncias não foi alcançada, foi realizada alguma transformação dos dados (seno, logaritmo, raiz quadrada, entre outras). Após verificada a homogeneidade das variâncias, os dados foram submetidos à ANOVA e as médias foram comparadas entre si pelo teste de Tukey, considerando o nível de significância de 95%. Tanto a ANOVA quanto o teste de comparação de médias foram processados no software Assistat (SILVA; AZEVEDO, 2002).

Foi utilizado o arranjo estatístico fatorial para a comparação da deposição e acúmulo de serapilheira, considerando como fatores as parcelas de estudo (4 áreas), as estações do ano (4 estações) e as frações de serapilheira (4 frações para

serapilheira depositada e 6 frações para serapilheira acumulada). Quando não houve interação significativa, os fatores foram analisados de forma independente, utilizando o delineamento inteiramente casualizado.

Para testar a influência do gradiente altitudinal na deposição e acúmulo de serapilheira, foi utilizada regressão linear simples, considerando a altitude das parcelas como variável preditora e a quantidade de serapilheira depositada e acumulada em cada parcela como variáveis respostas. As análises foram realizadas no software STATISTICA versão 10 (STATSOFT, 2011).

Para testar a influência das variáveis meteorológicas na deposição de serapilheira (total e por frações) em cada área, foi utilizada a análise de redundância (RDA). As variáveis meteorológicas foram obtidas a partir de uma estação meteorológica instalada na sede da RNG, aproximadamente 4 km de distância das parcelas de estudo, sendo que os dados foram coletados a cada intervalo de 15 minutos. Entraram no modelo de RDA apenas as variáveis meteorológicas significativas ($p < 0,05$), mediante *forward selection*, empregando-se o teste de Monte Carlo com 999 permutações. O mesmo teste e número de permutações foram utilizados para averiguar a significância das correlações do primeiro e segundo eixos da RDA. Vale ressaltar que, para ratificar a escolha da análise de ordenação escolhida neste trabalho, foram realizadas análises discriminantes (AD) por segmentos. Segundo Leps e Smilauer (2003), para dados que apresentem gradiente maior que três (unimodais) nos quais pretende-se fazer uma análise condicionada, é indicada a ACC. Para gradientes menores que três (resposta linear) é indicada a RDA (nesse estudo, gradiente = 0,55). As análises multivariadas foram realizadas no programa Canoco 4.5 (TER BRAAK; SMILAUER, 1998).

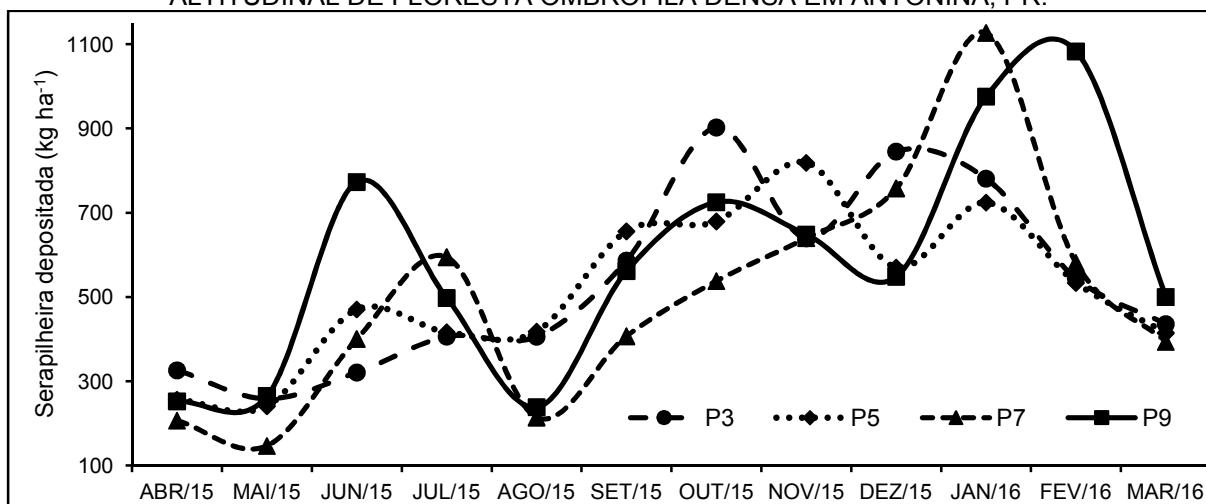
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 SERAPILHEIRA DEPOSITADA

A deposição mensal de serapilheira total apresentou grande variação ao longo dos meses, de 147 kg ha⁻¹ no mês de maio até 1127 kg ha⁻¹ no mês de janeiro, ambos os valores registrados na parcela P7_{190m} (FIGURA 10). De acordo com Meguro et al. (1979), a deposição de serapilheira em florestas tropicais é contínua ao longo do ano, apresentando variações que coincidem em grande parte

com as variações nas características meteorológicas incidentes sobre a vegetação. Essas variações na quantidade mensal de serapilheira depositada em florestas tropicais ao longo do ano geralmente são pequenas (PROCTOR et al., 1983), e são resultado da ausência de períodos prolongados de frio e seca, que aliada à grande biodiversidade da Floresta Atlântica, permite deposição contínua durante todo o ano (SELLE, 2007).

FIGURA 10 – DEPOSIÇÃO MENSAL DE SERAPILHEIRA TOTAL EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.



FONTE: O autor (2017).

Vários estudos demonstram que há diferenças nos padrões sazonais de deposição de serapilheira, mesmo para diferentes espécies arbóreas em um mesmo ecossistema, sendo que os padrões sazonais de deposição podem ser unimodais, bimodais ou irregulares (ZHANG et al., 2014). No caso desse estudo, a deposição de serapilheira mostrou um padrão unimodal nas parcelas mais baixas do gradiente (P3_{30m} e P5_{90m}), enquanto nas parcelas mais altas (P7_{190m} e P9_{470m}) foi verificado um padrão bimodal de deposição de serapilheira, com dois picos de deposição mais expressivos, um de menor intensidade, nos meses de junho e julho, e outro pico mais longo, nos meses de outubro a fevereiro. Esse pico de deposição no inverno foi verificado por Bianchin et al. (2016) em áreas próximas às deste estudo.

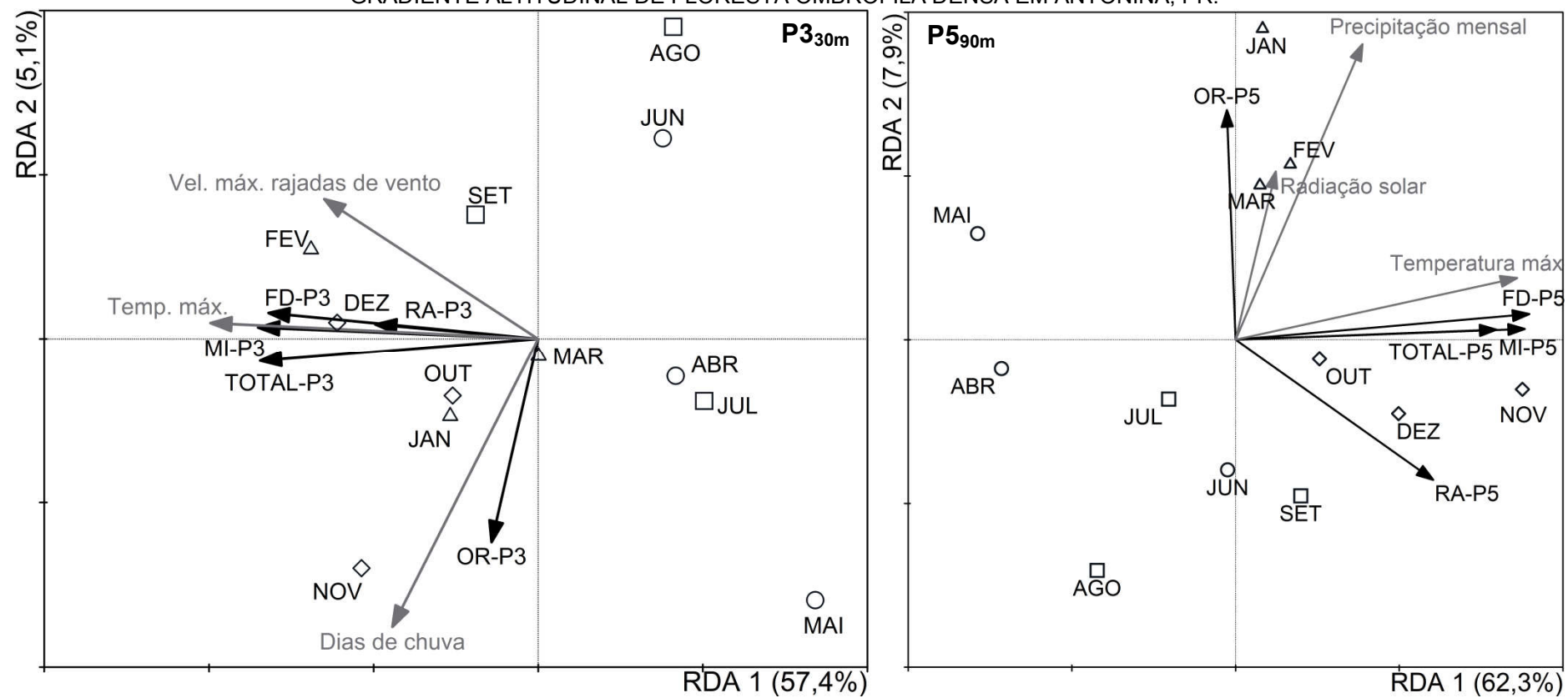
Esse padrão de deposição de serapilheira foi observado em estudos anteriores realizados na Floresta Atlântica (PINTO; MARQUES, 2003; PIRES et al., 2006; SCHEER, 2006; WOICIECHOWSKI, 2015; BIANCHIN et al., 2016; SLOBODA et al., 2017) e refletem dois comportamentos distintos com relação à deposição de serapilheira. O maior pico de deposição ocorre nos meses com maior precipitação e

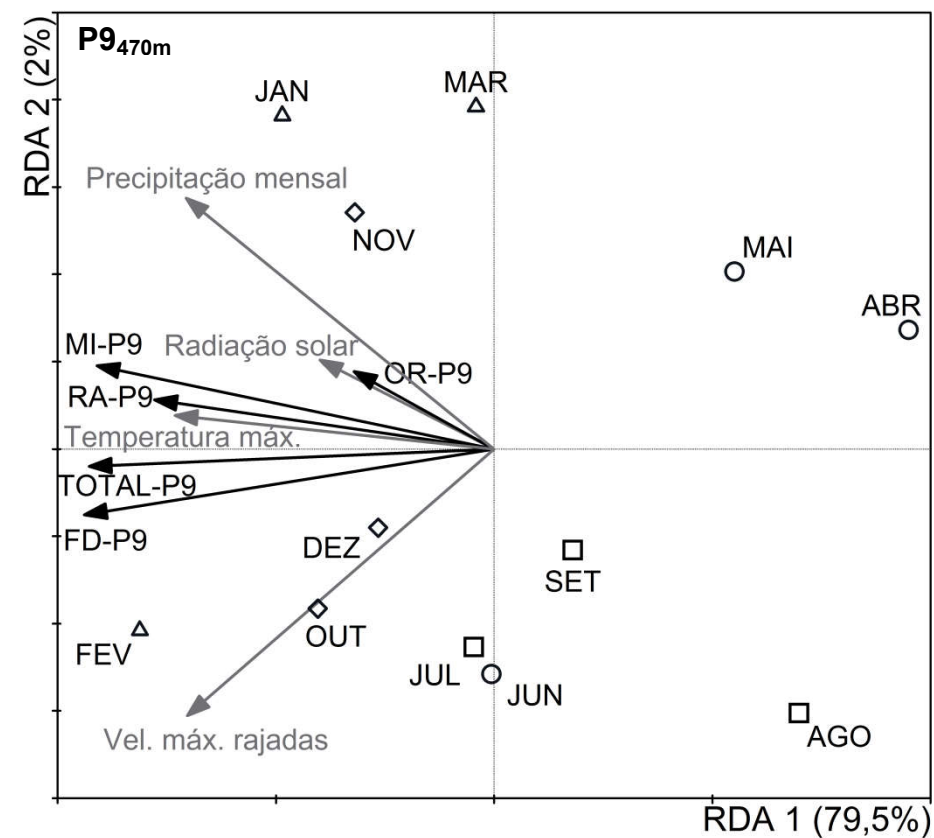
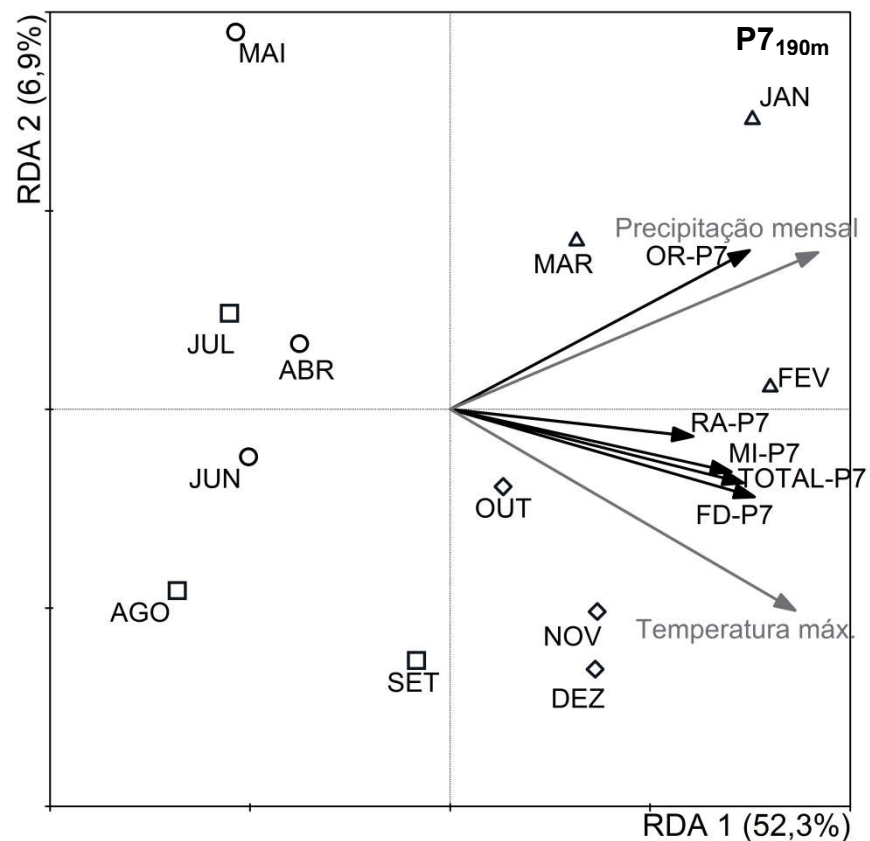
temperatura, como resultado da ação dos fatores meteorológicos que atuam sobre a vegetação, especialmente a ação mecânica da chuva, que ocasiona o aumento na deposição, uma vez que essa variável meteorológica é altamente correlacionada com a deposição de serapilheira (ESPIG et al., 2009). O segundo pico, de menor intensidade, ocorre nos meses centrais do inverno, período de menor temperatura e precipitação, o que indica que esse pico de deposição pode ser resultado da resposta fisiológica de algumas plantas, como foi verificado por Bianchin et al. (2016) para *Vochysia bifalcata* e Cardoso et al. (2012) para a espécie *Citharexylum myrianthum*.

Nesse caso, o aumento da deposição reflete a resposta fisiológica de algumas espécies com a diminuição da precipitação e temperatura, causando a perda de folhas ao final do período de menor temperatura e precipitação. Apesar de não ser característica principal da vegetação da Floresta Atlântica, a deciduidade das folhas é verificada em algumas espécies dessa tipologia florestal. Pereira et al. (2008), em estudo fenológico de espécies da Floresta Ombrófila Densa Submontana no RJ, concluíram que um terço das espécies amostradas são decíduas, sendo que, para algumas destas espécies, o brotamento (após a perda das folhas) foi mais perceptível no período de transição da época seca para a época mais chuvosa.

A análise de redundância (RDA) das variáveis meteorológicas e de deposição de serapilheira (FIGURA 11) mostrou que, com o aumento do gradiente altitudinal, as variáveis meteorológicas são mais determinantes na deposição das frações de serapilheira, uma vez que na parcela P9_{470m}, há um maior número de variáveis explicando mais fortemente a deposição. Na parcela P3_{30m}, as variações mensais na temperatura máxima e velocidade máxima das rajadas de vento, além do número de dias de chuva, explicaram 62,5% da variação nas frações de serapilheira depositada. Na parcela P5_{90m}, a precipitação mensal, a radiação solar e a temperatura máxima explicaram 70,2% da deposição de frações de serapilheira. Na parcela P7_{190m}, a temperatura máxima e a precipitação mensal acumulada explicaram 59,2% da variabilidade de deposição, sendo que na P9_{470m}, além destas variáveis, a radiação solar e a velocidade máxima das rajadas de vento explicaram 81,5% da quantidade de serapilheira depositada por frações.

FIGURA 11 - ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA ENTRE AS VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS E A DEPOSIÇÃO DAS FRAÇÕES DE SERAPILHEIRA EM UM GRADIENTE ALTUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.





FONTE: O autor (2017). FD = folhas diversas; OR = órgãos reprodutivos; RA = ramos e galhos finos; MI = miscelânea; TOTAL = serapilheira total.

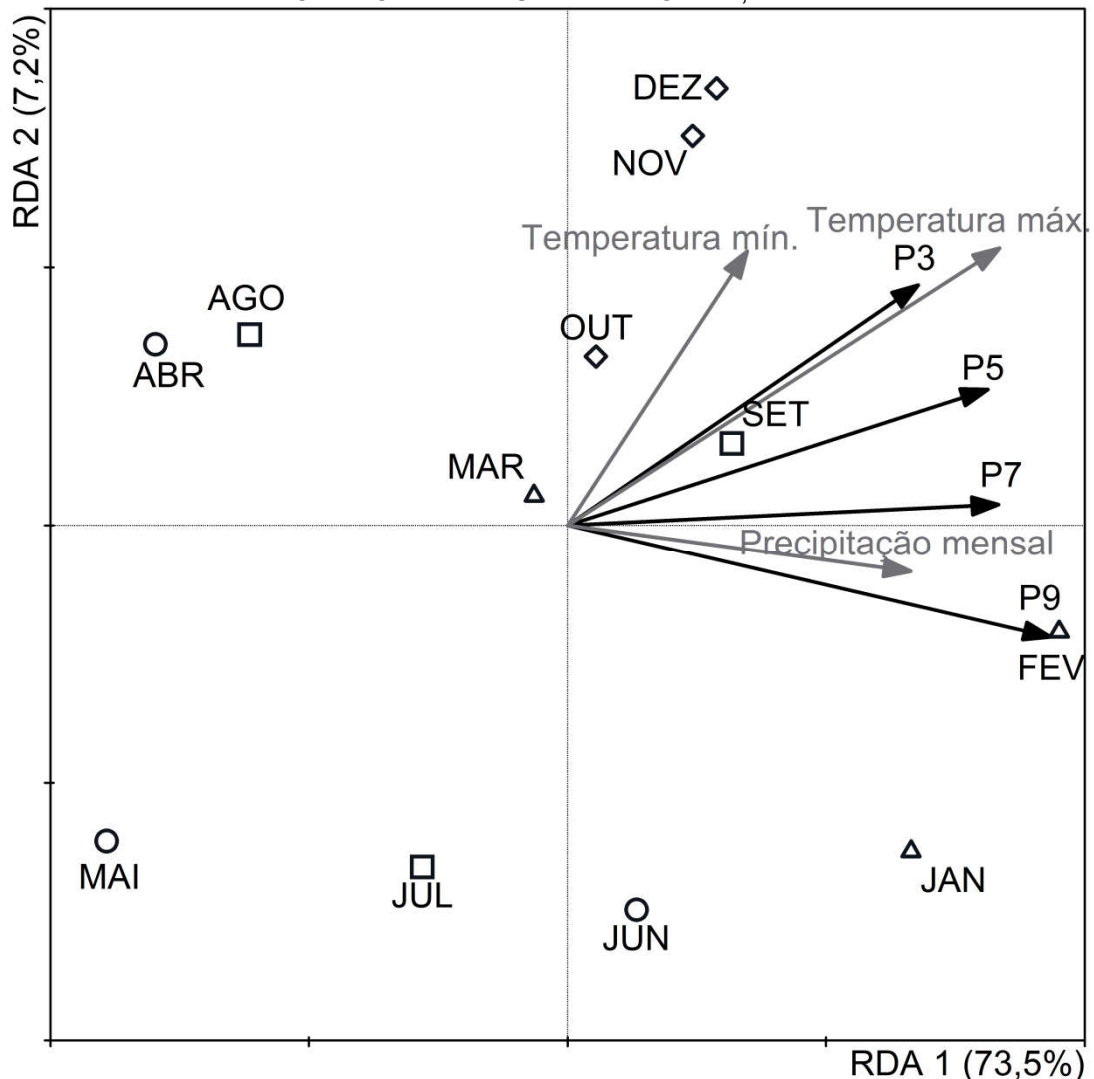
Os períodos com as maiores quantidades das frações de serapilheira depositada correspondem às estações da primavera e verão, período de maior temperatura e precipitação. No geral, as variações na quantidade de precipitação (dias de chuva na P3_{30m}) e radiação solar (P5_{90m} e P9_{470m}) explicaram as variações na deposição de órgãos reprodutivos, enquanto a temperatura e a velocidade das rajadas de vento (P3_{30m} e P9_{470m}) explicaram a variação das demais frações de serapilheira.

Considerando a deposição total de serapilheira, das variáveis meteorológicas selecionadas, apenas a temperatura (mínima e máxima) e a precipitação foram significativas (FIGURA 12), sendo que a variação nesses parâmetros explicou 80,7% da deposição total de serapilheira entre as áreas. A temperatura (mínima e máxima) influenciou a deposição de serapilheira nas parcelas mais baixas do gradiente, enquanto a precipitação mensal acumulada apresentou maior influência na deposição total de serapilheira na P7_{190m} e P9_{470m}. Esses resultados são esperados, uma vez que na Floresta Atlântica a precipitação tende a aumentar (GUEDES et al., 2005) e temperatura tende a diminuir (MOSER et al., 2011; BLUM et al., 2011; SOUSA NETO et al., 2011, MARTINELLI et al., 2017) com o aumento da altitude.

A radiação solar foi significativa na deposição de frações de serapilheira apenas na P5_{90m} e P9_{470m}, estando mais relacionada à deposição de órgãos reprodutivos. Apesar de a radiação solar ser apontada como determinante na deposição de serapilheira em plantios florestais (VIERA et al., 2014) e em áreas de Floresta Ombrófila Mista (FERREIRA et al., 2014), no caso da Floresta Atlântica, esse parâmetro apresenta pouca influência na produção de serapilheira.

A temperatura média não apresentou influência significativa na deposição de serapilheira. Já as temperaturas mínima e máxima foram significativas na deposição em todas as parcelas, especialmente para a serapilheira total e para as frações folhas, ramos e miscelânea, o que sugere que essas variáveis meteorológicas sejam boas indicadoras da deposição de serapilheira em Floresta Atlântica, apresentando alta correlação com a deposição (SCORIZA; PIÑA-RODRIGUES, 2012; MARTINELLI et al., 2017), atuando também no crescimento e nos processos fenológicos da planta (PEREIRA et al., 2008).

FIGURA 12 - ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA ENTRE AS VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS E A DEPOSIÇÃO TOTAL DE SERAPILHEIRA EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSA EM ANTONINA, PR.



FONTE: O autor (2017). Altitude das parcelas: P3 = 30 metros; P5 = 90 metros; P7 = 190 metros; e P9 = 470 metros.

A precipitação mensal acumulada apresenta, em geral, boa correlação com a deposição mensal de serapilheira (VILLELA et al., 2012; FERREIRA et al., 2014; BIANCHIN et al., 2016). Esse padrão de maior deposição de serapilheira relacionado à precipitação se repete em grande parte dos estudos realizados em Floresta Atlântica (PINTO; MARQUES, 2003; PIRES et al., 2006; CALVI et al., 2009; GOMES et al., 2010; SCORIZA; PIÑA-RODRIGUES, 2014; WOICIECHOWSKI, 2015; BIANCHIN et al., 2016; SLOBODA et al., 2017), o que sugere que a precipitação é um dos principais fatores que atua na deposição de serapilheira e seus nutrientes nesse ecossistema (VILLELA et al., 2012). Além da precipitação mensal acumulada, a precipitação acumulada em dias seguidos apresentou

correlação com a deposição de serapilheira. Esse parâmetro, que representa o somatório da precipitação diária em dias seguidos com chuva (zerado nos dias sem precipitação), mostrou influência significativa na deposição de órgãos reprodutivos e serapilheira total nas parcelas P7_{190m} e P9_{470m} (APÊNDICE 1), o que evidencia a ação mecânica da chuva, desencadeando a queda de estruturas da planta durante a precipitação (VENEKLAAS, 1991). Em períodos longos com precipitação contínua, a chuva encharca as estruturas senescentes das plantas, especialmente as frações mais finas de serapilheira como as folhas e órgãos reprodutivos, além de folhas e tecido verdes, causando a sua queda. Dessa forma, ocorre um aumento proporcional na deposição de serapilheira devido ao efeito mecânico da chuva sobre a vegetação (SCORIZA; PIÑA-RODRIGUES, 2014; MACHADO et al., 2015).

A velocidade média do vento e a velocidade máxima das rajadas de vento influenciaram a deposição das frações folhas, ramos e miscelânea nas parcelas P3_{30m} e P9_{470m}, sendo que para a serapilheira total, não houve influência significativa. O fato de o vento não apresentar influência significativa na deposição de serapilheira nas parcelas P5_{90m} e P7_{190m} pode estar relacionado ao fato de que ambas ocupam posição semelhante na paisagem, estando encaixadas em pequenas depressões na encosta, o que as protege da incidência direta dos ventos.

Geralmente, há correlação positiva entre a velocidade do vento e a deposição de serapilheira em florestas estacionais (MARTINS; RODRIGUES, 1999; GOMES et al., 2006; MACHADO et al., 2015) e plantios florestais (VIERA et al., 2014). Para a Floresta Atlântica, esse padrão nem sempre é verificado, sendo que em alguns casos, há correlação negativa entre a deposição de serapilheira e a velocidade do vento (BIANCHIN et al., 2016). No entanto, para o período estudado, houve correlação positiva da deposição das frações com a velocidade das rajadas de vento na parcela P9_{470m}, o que mostra que o vento pode ser determinante na deposição de serapilheira também na Floresta Atlântica. As rajadas de vento exercem um efeito mecânico atuante sobre a copa das árvores (PIRES et al., 2006; MACHADO et al., 2015), aumentando a deposição de serapilheira foliar, uma vez que muitas folhas verdes costumam ser observadas nos coletores de serapilheira, principalmente no verão, quando ocorrem os principais picos de deposição. Schumacher et al. (2013) relataram que a ocorrência de eventos climáticos esporádicos, com elevada velocidade do vento, poderia estar relacionada à

deposição de frações de serapilheira, em decorrência de sua ação de remoção de partes senescentes.

A deposição total anual de serapilheira (TABELA 3) variou entre 6,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, na parcela P7_{190m}, e 7,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ na parcela P9_{470m}. Apesar da variação na quantidade depositada, não houve diferença estatística entre as áreas ($F_{3;20}=1,34$; $p=0,2906$), sendo que a ausência de diferença significativa entre as áreas pode ser explicada pela grande variação mensal na deposição de serapilheira, o que condiciona coeficientes de variação relativamente altos. Esses valores estão de acordo com os valores encontrados por Martinelli et al. (2017), que sumarizaram dados de deposição de serapilheira de 45 sítios de Floresta Atlântica em todo o Brasil, e obtiveram valores de deposição total de serapilheira de $8,0 \pm 2,5$ Mg ha⁻¹ ano⁻¹, variando de 3,5 a 15 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Segundo Larcher (2000), a produção anual total de serapilheira em florestas tropicais varia de 6 a 12 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, embora segundo Golley et al. (1978), esses valores podem apresentar maior amplitude, variando de 4 a 25 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, em função da produtividade primária líquida de cada local.

TABELA 3 - DEPOSIÇÃO ESTACIONAL DE SERAPILHEIRA TOTAL EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSE EM ANTONINA, PR.

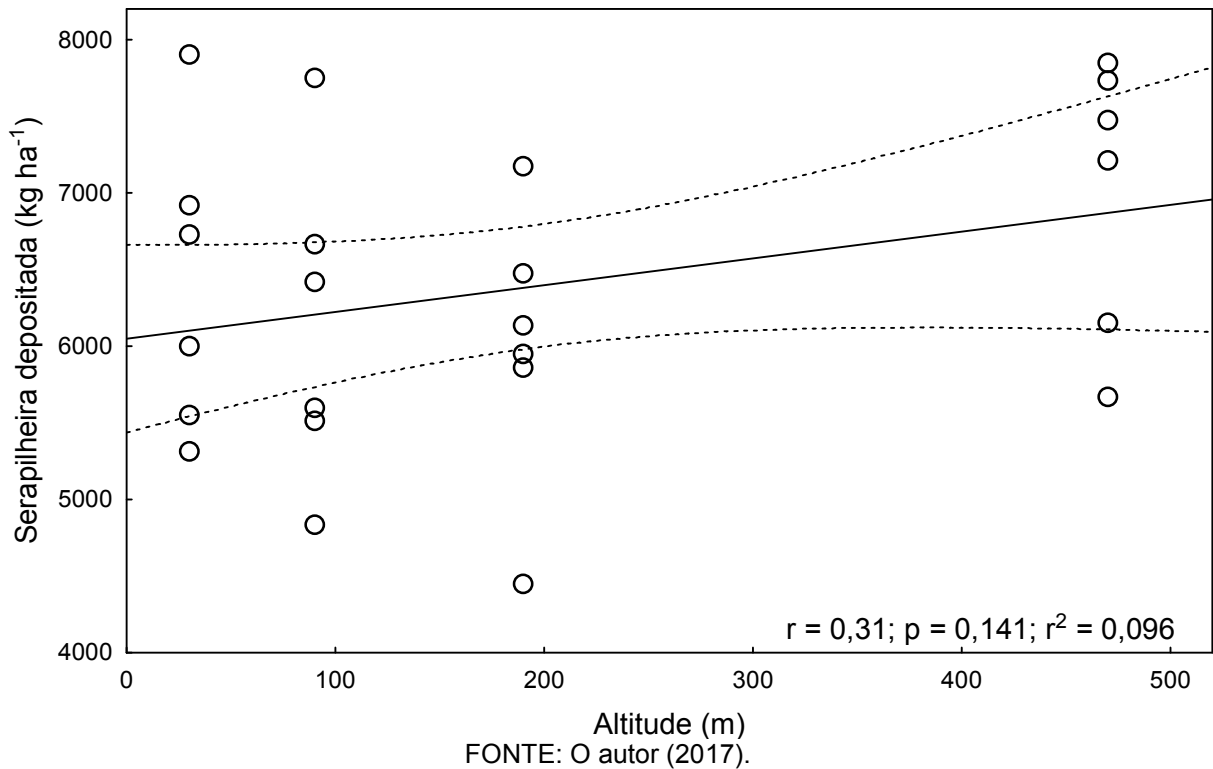
Área	Outono (kg ha ⁻¹)	Inverno (kg ha ⁻¹)	Primavera (kg ha ⁻¹)	Verão (kg ha ⁻¹)	Total (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)
P3 _{30m}	905,4 aC (36)	1298,8 aBC (45)	2438,4 aA (19)	1761,1 bB (23)	6403,7 a
P5 _{90m}	967,9 aB (18)	1490,7 aAB (33)	1999,6 aA (26)	1672,3 bA (24)	6130,5 a
P7 _{190m}	754,1 aB (29)	1215,8 aB (11)	1935,9 aA (20)	2101,7 abA (27)	6007,4 a
P9 _{470m}	1290,8 aB (23)	1298,1 aB (20)	1868,0 aB (13)	2558,6 aA (27)	7015,5 a

FONTE: O autor (2017). Médias seguidas da mesma letra maiúscula na linha e letra minúscula na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Valores entre parênteses indicam o coeficiente de variação.

Os valores anuais de deposição de serapilheira mostraram correlação positiva com a altitude das parcelas (FIGURA 13), apesar de a correlação não ter sido significativa, o que indica que maiores quantidades de serapilheira são produzidas nas áreas mais altas desse gradiente altitudinal de Floresta Atlântica. Há uma tendência de diminuição da biomassa acima do solo e da diminuição da queda de serapilheira em altitudes mais elevadas em gradientes altitudinais grandes (VENEKLAAS, 1991; KITAYAMA; AIBA, 2002; MOSER et al., 2011; MARTINS et al.,

2015), o que também foi verificado por Sousa Neto et al. (2011) em um gradiente altitudinal de Floresta Atlântica.

FIGURA 13 – CORRELAÇÃO ENTRE A ALTITUDE E A SERAPILHEIRA TOTAL DEPOSITADA EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSA EM ANTONINA, PR.



Essa tendência de diminuição da quantidade de serapilheira depositada ao longo do gradiente deve-se, sobretudo, à limitação da disponibilidade de nutrientes do solo com o aumento da altitude, que afeta a produtividade primária e resulta em diminuição da deposição de serapilheira, uma vez que há correlação entre essas duas variáveis (BRAY; GORHAM, 1964). Além disso, como a temperatura está inversamente correlacionada com a altitude na Floresta Atlântica, há igualmente uma correlação inversa entre a altitude e a deposição de serapilheira (MARTINELLI et al., 2017). No entanto, em gradientes com menor amplitude altitudinal, essa tendência nem sempre é observada, sendo que áreas mais altas podem depositar maiores quantidades de serapilheira, devido principalmente às melhores características do solo e da estrutura da floresta (ALVES et al., 2010), que condicionam maiores quantidades de serapilheira depositada em comparação às áreas mais baixas.

De maneira geral, a produção anual de serapilheira está dentro da faixa de valores encontrados em áreas próximas em outro período de estudo

(WOICIECHOWSKI, 2015; BIANCHIN et al., 2016; SLOBODA et al., 2017), cujos valores variaram entre 5,9 e 8,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. As variações na quantidade de serapilheira depositada entre os estudos deve-se provavelmente ao fato de que esses estudos foram realizados em anos diferentes, sendo que houve diferenças nos parâmetros meteorológicos nesses períodos de estudo, especialmente diferenças no padrão de precipitação sazonal (ARYAL et al., 2015) e de temperatura, que condicionaram diferentes quantidades de serapilheira depositada entre os anos. Além disso, diferenças quanto ao estágio de sucessão secundária e quanto à estrutura da vegetação (OSTERTAG et al., 2008; SCORIZA; PIÑA-RODRIGUES, 2014; BIANCHIN et al., 2016), assim como variações edáficas (DENT et al., 2006; BANIN et al., 2014) entre as áreas, podem estar relacionadas com as variações na quantidade de serapilheira depositada.

O efeito estacional da deposição de serapilheira foi caracterizado por uma interação significativa entre parcelas e estações ($F_{9;80}=2,82$; $p=0,0063$), sendo que não houve diferenças significativas entre as áreas ($F_{3;80}=1,76$; $p=0,1618$), apesar de o teste de comparação de médias ter mostrado diferença entre as áreas no verão, com maiores valores de deposição de serapilheira nas parcelas P9_{470m} e P7_{190m}. Para as estações do ano, houve diferença significativa entre os valores de serapilheira depositada ($F_{3;80}=39,6$; $p<0,0001$), com maiores valores depositados na primavera em todas as áreas, exceto na P9_{470m}, onde os maiores valores foram depositados no verão.

Embora em escala pan-tropical a maior deposição de serapilheira ocorra na estação seca, explicada por fatores como amplitude de temperatura, evapotranspiração potencial, cobertura de nuvens e precipitação (WAGNER et al., 2016), no caso da Floresta Atlântica, como mostrado anteriormente, os principais fatores que explicam as variações da deposição de serapilheira são a temperatura e precipitação, uma vez que a maior deposição de serapilheira ocorre nas estações mais quentes e chuvosas (SCHEER, 2006; CALVI et al., 2009; ESPIG et al., 2009; VILLELA et al., 2012; FERREIRA et al., 2014; WOICIECHOWSKI, 2015; BIANCHIN et al., 2016, SLOBODA et al., 2017).

Na estação mais quente e úmida, ocorre maior aporte e decomposição de material orgânico no solo, e, possivelmente uma maior absorção de nutrientes, uma vez que a precipitação influencia a queda de serapilheira, as taxas de decomposição e a liberação de nutrientes (VILLELA et al., 2012). Isso possibilita um incremento na

atividade fisiológica das plantas (PIRES et al., 2006). Assim, a maior deposição no período chuvoso pode ser uma estratégia evolutiva da vegetação, que ao renovar suas folhas em grande quantidade durante a estação chuvosa permite a decomposição da serapilheira e liberação dos nutrientes em maior quantidade na época mais favorável ao crescimento das plantas (JACKSON, 1978; FERREIRA et al., 2014), ou ainda como forma de repor ao solo os nutrientes consumidos pela vegetação, contribuindo assim para a manutenção do estoque de nutrientes disponíveis às plantas.

A deposição anual de serapilheira por frações (TABELA 4) não apresentou interação significativa entre as frações e as parcelas de estudo ($F_{9,80}=1,57$; $p=0,1402$), bem como não houve diferença entre as áreas ($F_{3,80}=1,47$; $p=0,23$). Em todas as parcelas do gradiente, houve diferença significativa entre as frações ($F_{3,20}=45,4$; $F_{3,20}=105$; $F_{3,20}=158$; $F_{3,20}=130$ e $p<0,0001$, para as parcelas P3_{30m}, P5_{90m}, P7_{190m} e P9_{470m}, respectivamente), sendo que as folhas foram depositadas em maior quantidade anual, seguida pelos ramos, miscelânea e órgãos reprodutivos.

TABELA 4 - DEPOSIÇÃO DE ANUAL SERAPILHEIRA (TOTAL E FRAÇÕES) EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.

Área	Folhas diversas (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)		Ramos e galhos finos (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)		Órgãos reprodutivos (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)		Miscelânea (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)		Serapilheira Total (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)
P3 _{30m}	4048,1 A	(18)	1060,9 B	(38)	459,3 B	(98)	835,4 B	(41)	6403,7 a
P5 _{90m}	4224,5 A	(15)	841,8 B	(42)	299,1 C	(71)	765,1 B	(21)	6130,5 a
P7 _{190m}	3899,6 A	(22)	1271,2 B	(13)	108,7 D	(42)	727,9 B	(23)	6007,4 a
P9 _{470m}	4718,8 A	(15)	1071,0 B	(38)	302,8 C	(75)	922,9 BC	(24)	7015,5 a

FONTE: O autor (2017). Médias seguidas da mesma letra maiúscula na linha e minúscula em coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Valores entre parênteses indicam o coeficiente de variação.

Diversos estudos realizados em Floresta Atlântica mostram que a fração folhas representa a maior proporção da quantidade total de serapilheira (PIRES et al., 2006; PROTEL et al., 2009; CALVI et al., 2009; ESPIG et al., 2009; DICKOW et al., 2012; WOICIECHOWSKI, 2015; BIANCHIN et al., 2016; SLOBODA et al., 2017). As folhas são o componente determinante das alterações sazonais da deposição total de serapilheira (BORÉM; RAMOS, 2002).

As folhas são o componente principal da serapilheira depositada, contribuindo em média com 68% da serapilheira total, enquanto os ramos representam cerca de 20% da quantidade de serapilheira depositada (MARTINELLI

et al., 2017). A substituição de folhas velhas por novas é um processo constante nas florestas tropicais (VENEKLAAS, 1991). As folhas, por serem fotossinteticamente ativas, são produzidas em maior quantidade pela planta em comparação aos ramos e às estruturas reprodutivas. Assim, são igualmente depositadas em maior quantidade que as demais durante todo o ano, com picos pronunciados em certos períodos, que geralmente coincidem com os picos de precipitação (SILVA, 1984).

3.2 SERAPILHEIRA ACUMULADA

A serapilheira acumulada variou entre as áreas de acordo com as estações do ano, de 1,9 Mg ha⁻¹ na parcela P3_{30m} no verão, a 8,0 Mg ha⁻¹ na parcela P9_{470m} no inverno (TABELA 5). Esses valores são próximos aos valores obtidos em outros estudos desenvolvidos em Floresta Atlântica (BORÉM; RAMOS, 2002; CALDEIRA et al., 2008; SILVEIRA, 2015; WOICIECHOWSKI, 2015; CORREIA et al., 2016). A análise estatística apontou interação significativa entre os fatores ($F_{9;80}=2,44$; $p=0,0165$), com diferenças significativas entre as áreas ($F_{3;80}=19,8$; $p<0,0001$), sendo que houve aumento da serapilheira acumulada com o aumento da altitude, uma vez que os maiores valores foram observados na parcela P9_{470m} em todas as estações do ano, enquanto o menor acúmulo de serapilheira foi verificado na parcela P5_{90m}, sobretudo no outono e verão.

TABELA 5 - SERAPILHEIRA TOTAL ACUMULADA POR ESTAÇÃO EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSE EM ANTONINA, PR.

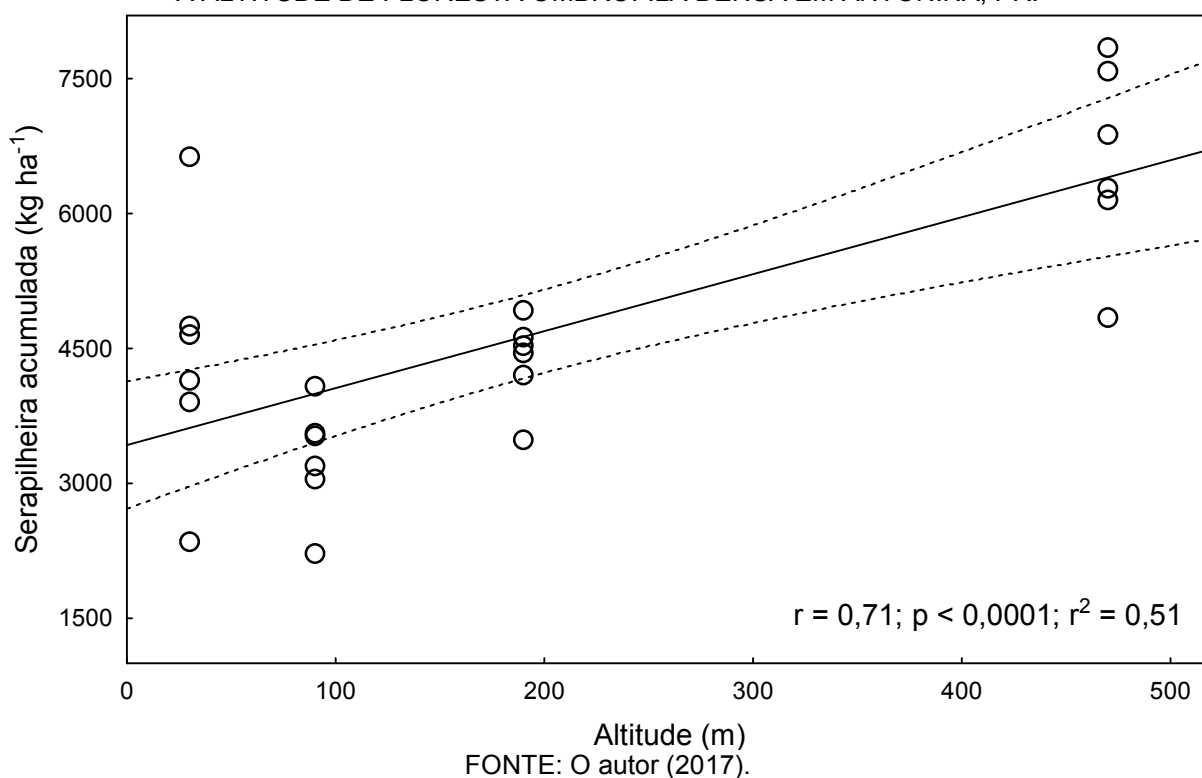
Área	Outono (kg ha ⁻¹)	Inverno (kg ha ⁻¹)	Primavera (kg ha ⁻¹)	Verão (kg ha ⁻¹)	Média (kg ha ⁻¹)
P3 _{30m}	5518,5 abA (28)	5982,9 abA (51)	4272,4 abA (32)	1854,1 bB (46)	4407,0 ab
P5 _{90m}	2823,6 cB (27)	5265,1 bA (29)	3075,6 bAB (11)	1924,9 bB (30)	3272,3 b
P7 _{190m}	3471,3 bcA (29)	5561,9 abA (35)	4607,8 abA (22)	3840,1 aA (18)	4370,3 ab
P9 _{470m}	7016,3 aA (42)	8006,1 aA (24)	5564,1 aA (32)	5798,4 aA (24)	6596,2 a

FONTE: O autor (2017). Médias seguidas da mesma letra maiúscula na linha e letra minúscula na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Valores entre parênteses indicam o coeficiente de variação.

A quantidade média anual de serapilheira total acumulada mostrou correlação positiva com o gradiente altitudinal (FIGURA 14), sendo maior na P9_{470m}, cujo valor médio foi de 6,6 Mg ha⁻¹. O aumento do acúmulo de serapilheira em função do aumento da altitude também foi verificado em outro estudo realizado num

gradiente altitudinal de Floresta Atlântica (SOUSA NETO et al., 2011). A maior acumulação na parcela P9_{470m} pode ser atribuída à maior deposição observada nesse local (TABELA 4) e à menor taxa de decomposição, o que pode ser resultado da menor temperatura nessa parcela (FIGURA 16). Blum et al. (2011), em um gradiente de Floresta Ombrófila Densa, observaram que a temperatura média diminuiu cerca de 0,5 °C a cada 100 metros de altitude. Assim, estima-se a temperatura na P9_{470m} entre 1,5 e 2 °C menor que nas parcelas mais baixas, o que desfavorece a decomposição nesta parcela (TABELA 7), que é afetada pela temperatura (REICHSTEIN; BEER, 2008; HOLANDA et al., 2015).

FIGURA 14 – CORRELAÇÃO ENTRE A MÉDIA ANUAL DA SERAPILHEIRA TOTAL ACUMULADA E A ALTITUDE DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.



Outro fato a ser considerado é que nas parcelas mais altas do gradiente, em especial na P9_{470m}, há uma maior área basal que nas parcelas mais baixas, o que condiciona uma menor abertura do dossel, sendo que o estoque de serapilheira tende a ser maior nos locais com menor abertura de dossel (CORREIA et al., 2016). Além disso, na parcela P9_{470m} há maior porcentagem de espécies raras, o que pode indicar se tratar de uma área mais preservada que as demais, o que implica indiretamente em maior deposição e acúmulo de serapilheira (BORÉM; RAMOS, 2002). Outro fato a ser considerado é que algumas espécies, especialmente da

família Myrtaceae, possuem polifenóis e óleos essenciais nas suas folhas, que dificultam a sua decomposição (GIEßELMANN et al., 2010). Na parcela P9_{470m}, há maior densidade de indivíduos dessa família em comparação às demais parcelas, o que contribuiria para a menor decomposição de serapilheira nessa área.

Com relação às estações do ano, foram identificadas diferenças significativas no acúmulo de serapilheira ($F_{3;80}=15,3$; $p<0,0001$) apenas na P3_{30m} e P5_{90m}, sendo que na P3_{30m} o acúmulo de serapilheira foi estatisticamente menor no verão, enquanto na P5_{90m} foi menor no verão e outono. Em todas as áreas, o maior acúmulo de serapilheira ocorreu no inverno. Esse padrão foi observado por Borém e Ramos (2002) em áreas de Floresta Atlântica no RJ, que obtiveram maiores valores acumulados no final de estação seca. Por outro lado, Woiciechowski (2015) e Silveira (2015) encontraram resultados diferentes, em áreas próximas às áreas deste estudo, sendo que em ambos os estudos a maior quantidade de serapilheira acumulada ocorreu no verão. Apesar de a vegetação das florestas ombrófilas apresentar resposta às condições climáticas menos variada ao longo do ano que em florestas decíduas (CORREIA et al., 2016), as variações na quantidade de serapilheira depositada de um ano para o outro, como resposta às variações climáticas, podem influenciar os resultados de acumulação de serapilheira ao longo do ano, entre diferentes anos de estudo.

Maiores quantidades de serapilheira acumulada no inverno são esperadas em florestas estacionais, onde as espécies decíduas e semidecíduas perdem suas folhas devido ao período mais frio e seco nesta estação (BORÉM; RAMOS, 2002). Na Floresta Atlântica, a maior quantidade de serapilheira acumulada no inverno deve-se à menor atividade biológica na interface serapilheira-solo (SOUZA et al., 2010), sobretudo quando a umidade do solo é mais baixa nos invernos menos chuvosos (WOICIECHOWSKI, 2015; SILVEIRA, 2015).

A acumulação média anual de serapilheira por frações (TABELA 6) apresentou interação significativa entre os fatores ($F_{15;120}=5,52$; $p<0,0001$). Houve efeito do gradiente altitudinal no acúmulo das frações de serapilheira, com maiores valores na parcela P9_{470m}, apesar de que, para algumas frações, não houve diferença estatística com as demais parcelas, uma vez que os valores do coeficiente de variação de algumas frações foram relativamente altos.

TABELA 6 - MÉDIA ANUAL DA SERAPILHEIRA ACUMULADA POR FRAÇÕES EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSE, ANTONINA, PR.

Fração	P3 _{30m}		P5 _{90m}		P7 _{190m}		P9 _{470m}	
FD	1553,1	aBC (32)	1417,1	aC (10)	1896,0	aAB (16)	2195,3	aA (15)
FR	103,8	cA (40)	81,6	cA (47)	128,9	cA (36)	138,5	cA (39)
RA	1619,1	aA (24)	892,6	bB (32)	1084,0	bB (18)	1614,5	bA (25)
MI	1060,9	bB (39)	795,9	bB (25)	1136,9	bB (27)	2458,4	aA (22)
RZ	40,1	cA (65)	33,0	cA (86)	41,3	cA (123)	98,6	cA (66)
OR	30,0	cA (86)	52,2	cA (103)	83,2	cA (83)	91,0	cA (103)

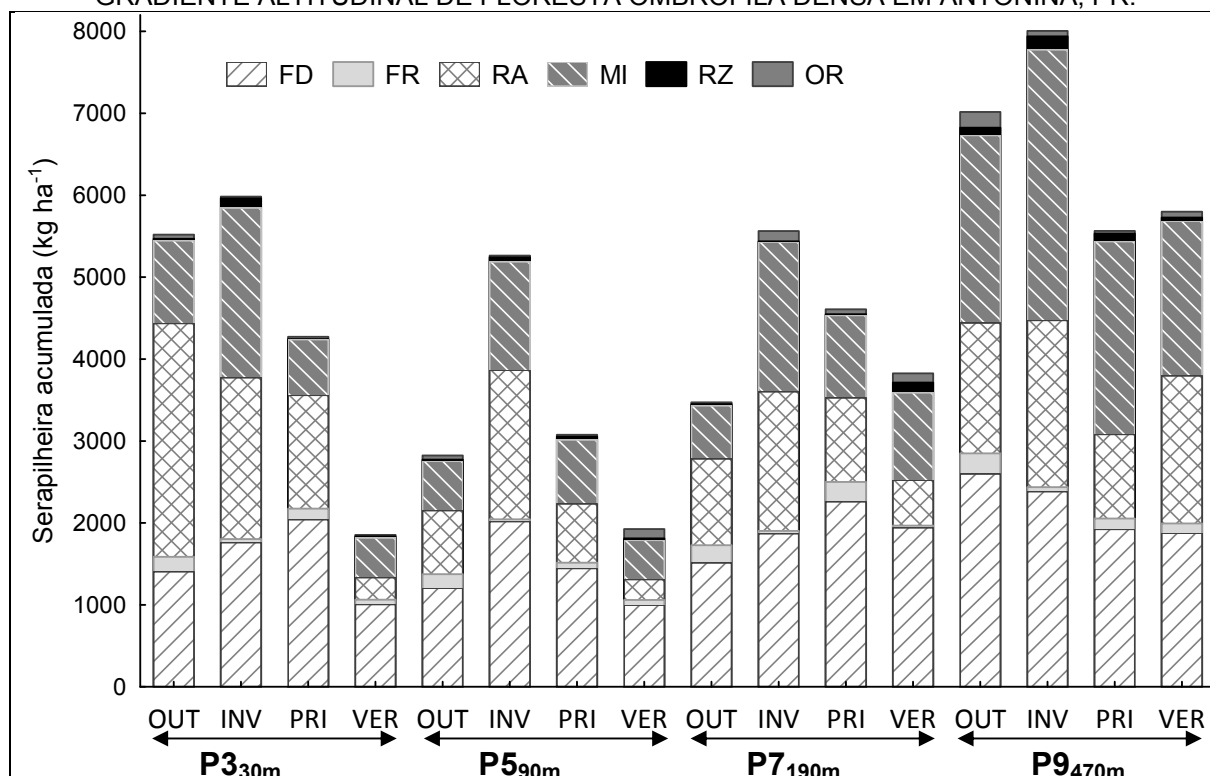
FONTE: O autor (2017). Médias seguidas da mesma letra maiúscula na linha e letra minúscula na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Valores entre parênteses indicam o coeficiente de variação. FD = folhas decompostas; FR = folhas recém depositadas; RA = ramos e galhos finos; MI = miscelânea; RZ = raízes; OR = órgãos reprodutivos.

O acúmulo das frações de serapilheira por estação do ano (FIGURA 15 e APÊNDICE 4), para a maioria das frações, foi maior no inverno. As folhas em processo de decomposição (fração FD) representam a maior proporção do total de serapilheira depositada sobre o solo, o que se deve ao fato de que a fração foliar é a mais abundante na serapilheira depositada (DICKOW et al., 2012; WOICIECHOWSKI, 2015; BIANCHIN et al., 2016; SLOBODA et al., 2017). Os ramos (RA) e a miscelânea (MI) apresentaram valores relativamente elevados em algumas estações do ano, sendo que, juntamente com as folhas decompostas, representam a maior proporção da serapilheira acumulada. Com relação ao gradiente altitudinal, há uma tendência da maior acúmulo dessas frações de serapilheira na parcela P9_{470m}.

A fração folhas recém depositadas (FR), que representa as folhas sem sinal de decomposição, acumula-se em pequena quantidade na serapilheira em todas as estações do ano. Com relação ao gradiente, apesar de não haver diferença estatística devido à grande variabilidade na quantidade acumulada, há uma tendência de maior acúmulo com aumento da altitude, o que se explica pela menor taxa de decomposição em maior altitude (FIGURA 16).

O acúmulo de ramos (RA) sobre o solo ocorre em proporções variáveis: no outono e na primavera essa fração foi superior às folhas decompostas, no entanto, no verão, sua participação no montante de serapilheira acumulada foi pouco expressiva. Os ramos, por serem estruturas maiores e mais lignificadas, apresentam maior dificuldade de decomposição que as folhas, o que faz com que a quantidade de ramos acumulada seja semelhante à quantidade de folhas, mesmo que essas sejam depositadas em maior quantidade (TABELA 4).

FIGURA 15 - FRAÇÕES DE SERAPILHEIRA ACUMULADA POR ESTAÇÕES DO ANO EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSE EM ANTONINA, PR.



FONTE: O autor (2017). FD = folhas decompostas; FR = folhas recém depositadas; RA = ramos e galhos finos; MI = miscelânea; RZ = raízes; OR = órgãos reprodutivos; OUT = outono; INV = inverno; PRI = primavera; VER = verão

A miscelânea (MI), que representa a fração mais particulada da serapilheira depositada, também se acumula em quantidade expressiva sobre o solo, especialmente no verão, período do ano com maior temperatura e precipitação, fatores que favorecem a atividade biológica no solo (REICHSTEIN; BEER, 2008; HOLANDA et al., 2015), que atuam na decomposição da serapilheira. O acúmulo expressivo da fração miscelânea, que representa o material em estágio mais avançado de fragmentação, apesar de não estar na forma húmica, sugere que a decomposição total da serapilheira nestes sítios pode ser demorada (SILVEIRA, 2015), como observado na parcela P9470m.

O acúmulo dos órgãos reprodutivos (OR) representa os menores valores dentre as frações de serapilheira, devido principalmente à facilidade de decomposição de parte desse material, especialmente flores e outros órgãos reprodutivos não lignificados. Nesse compartimento de serapilheira acumulada, geralmente são amostrados apenas sementes ou frutos mais resistentes à decomposição, que representam apenas uma parte dessa fração. Em relação às

áreas, há uma tendência no aumento da quantidade acumulada de OR com o aumento da altitude.

A fração raízes (RZ) apresentou forte relação com o gradiente altitudinal, sendo maior na parcela P9_{470m}, tanto na média anual quanto nas estações do ano, exceto no verão, cuja quantidade de raízes da serapilheira foi maior na P7_{190m}. Moser et al. (2011) encontraram correlação positiva da biomassa de raiz fina e a altitude em floresta tropical no Equador. O aumento da biomassa de raízes representa uma medida compensatória das árvores para lidar com a crescente limitação do seu crescimento devido às limitações edáficas, que podem ser compensadas pelo aumento da densidade e da profundidade do enraizamento (FOSTER; BHATTI, 2006). À medida que a serapilheira começa a se decompor, a maioria dos nutrientes liberados da serapilheira são absorvidos diretamente pelas raízes que estão crescendo misturados com a matéria orgânica em decomposição (STARK; JORDAN, 1978). Nesse estudo, essa tendência foi verificada tanto em resposta ao aumento da elevação quanto em relação ao período do ano de menor crescimento das plantas.

A maior quantidade de raízes na serapilheira indica que as plantas recuperam parte dos nutrientes necessários ao seu crescimento ainda na interface serapilheira-solo, antes que esses nutrientes sejam liberados para o solo. Esta alta plasticidade no arranjo espacial do sistema radicular pode ser resultado de um processo adaptativo das plantas a solos com fortes diferenças espaciais e temporais na disponibilidade de nutrientes (AERTS; CHAPIN, 2000). Assim, a serapilheira acumulada sobre o solo tem fundamental importância na manutenção da fertilidade do solo, uma vez que se torna um reservatório potencial de nutrientes para as plantas (CALVI et al., 2009). Essa característica ajuda a diminuir a perda de nutrientes do sistema por lixiviação, e pode indicar uma característica de adaptação da vegetação às condições ambientais restritivas, uma vez que florestas próximas ao clímax tendem a imobilizar grandes quantidades de nutrientes na sua biomassa, reduzindo ao mínimo os seus níveis no solo (BORÉM; RAMOS, 2002).

3.3 TAXA DE DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA

O valor anual da constante de decomposição de serapilheira (k) variou entre as áreas (TABELA 7 e FIGURA 16), com menor valor na parcela P9_{470m} (1,06) e

maior valor na parcela P5_{90m} (1,87). O tempo de decomposição da serapilheira foi maior na P9_{470m}, onde são necessários cerca de 343 dias para que toda a serapilheira seja renovada. Por outro lado, na parcela P5_{90m}, a renovação completa da serapilheira demanda cerca de 194 dias.

Na parcela P9_{470m}, o tempo de meia vida da serapilheira acumulada sobre o solo foi estimado em 237 dias (0,65 anos), enquanto a decomposição de 95% da serapilheira demanda cerca de 1030 dias. Na parcela P5_{90m}, por outro lado, o tempo de meia vida da serapilheira foi calculado em 135 dias (0,37 anos), enquanto que a decomposição de 95% da serapilheira se daria em cerca de 584 dias (1,6 anos), cerca de metade do estimado para a parcela P9_{470m}. O tempo de meia vida da serapilheira foi menor que 180 dias nas parcelas mais baixas do gradiente. O tempo de meia-vida curto representa uma rápida disponibilidade dos nutrientes da serapilheira para o solo (WHITE et al., 2013).

Os valores anuais da constante de decomposição (k) variam entre as diferentes fitofisionomias, o que está relacionado principalmente à variação do clima e da fertilidade do solo (ZHANG et al., 2008). Valores anuais da constante de decomposição menores que 1 são pouco frequentes em Floresta Atlântica (PIRES et al., 2006), e podem ser considerados baixos (SCHEER, 2008). Em geral, em Floresta Ombrófila Densa os valores de k são maiores que em Floresta Estacional Semidecidual, que geralmente mostram valores menores que 1.

Locais com valor de k menor que 1 são caracterizados por condições ambientais relativamente estressantes, que causam lignificação da estrutura foliar (WHITE et al., 2013), sendo característicos de locais com condições oligotróficas do solo, como florestas de restinga (PIRES et al., 2006). Em geral, maiores valores de k representam maior velocidade de decomposição de serapilheira e, consequentemente, aumentam a ciclagem de nutrientes no ecossistema (SCHUMACHER et al., 2013), o que favorece o crescimento das plantas e consequentemente aumenta a deposição de serapilheira e a ciclagem de nutrientes, de forma cíclica.

TABELA 7 - CONSTATANTE DE DECOMPOSIÇÃO (k), TEMPO MÉDIO DE RENOVACÃO (1/k), TEMPO DE DECOMPOSIÇÃO DE 50% ($T_{0,5}$) E 95% ($T_{0,95}$) DA SERAPILHEIRA EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSE, EM ANTONINA, PR, COMPARADOS COM OUTROS ESTUDOS REALIZADOS EM DIVERSAS FITOFISIONOMIAS BRASILEIRAS.

Referência	Fitofisionomias	Local	Estágio sucessional	Método	k	1/k (anos)	$T_{0,5}$ (anos)	$T_{0,95}$ (anos)
P3 _{30m} - Este estudo	FOD Submontana	Antonina, PR	Avançado	Indireto	1,45	0,69	0,48	2,06
P5 _{90m} - Este estudo	FOD Submontana	Antonina, PR	Avançado	Indireto	1,87	0,53	0,37	1,60
P7 _{190m} - Este estudo	FOD Submontana	Antonina, PR	Avançado	Indireto	1,38	0,73	0,50	2,18
P9 _{470m} - Este estudo	FOD Submontana	Antonina, PR	Avançado	Indireto	1,06	0,94	0,65	2,82
PEREIRA et al. (2013)	FOD Submontana	Pinheiral, RJ	Inicial	Litter bags	1,17	0,86*	0,59	2,57*
PEREIRA et al. (2013)	FOD Submontana	Pinheiral, RJ	Avançado	Litter bags	1,53	0,65*	0,45	1,96*
SCHEER (2008)	FOD Submontana 1	Guaraqueçaba, PR	Inicial	Litter bags	0,68	1,47*	1,02	4,41*
SCHEER (2008)	FOD Submontana 2	Guaraqueçaba, PR	Inicial	Litter bags	0,95	1,05*	0,73	3,16*
DICKOW (2010)	FOD Submontana	Antonina, PR	Inicial	Indireto	1,37	0,73*	0,50	2,18
DICKOW (2010)	FOD Submontana	Antonina, PR	Médio	Indireto	0,75	1,33*	0,93	4,01
DICKOW (2010)	FOD Submontana	Antonina, PR	Avançado	Indireto	1,36	0,74*	0,51	2,21
PIRES et al. (2006)	FOD Terras Baixas	Ilha do Mel, PR	Avançado	Indireto	0,93	1,09	0,75*	3,22*
ROCHA (2006)	FOD Terras Baixas	Paranaguá, PR	Inicial	Indireto	0,69	1,45	1,00*	4,35*
ROCHA (2006)	FOD Terras Baixas	Paranaguá, PR	Médio	Indireto	0,43	2,33	1,61*	6,98*
ROCHA (2006)	FOD Terras Baixas	Paranaguá, PR	Avançado	Indireto	0,88	1,14	0,78*	3,41*
PAULA et al. (2009)	FOD Terras Baixas seca	Mangaratiba, RJ	-	Litter bags	1,02	0,98*	0,68	2,94*
PAULA et al. (2009)	FOD Terras Baixas inundada	Mangaratiba, RJ	-	Litter bags	1,17	0,86*	0,59	2,57*
PAULA et al. (2009)	FOD Terras Baixas inundada	Mangaratiba, RJ	-	Litter bags	1,13	0,88*	0,61	2,65*
FERREIRA et al. (2014)	FOM	São Paulo, SP	-	Litter bags	0,99	1,01*	0,68	2,93

Referência	Fitofisionomias	Local	Estágio sucessional	Método	k	1/k (anos)	T _{0,5} (anos)	T _{0,05} (anos)
WHITE et al. (2013)	FESD Submontana	PARNA Serra de Itabaiana, SE	-	Litter bags	0,52	1,92*	1,33	5,77*
SILVA et al. (2013)	FESD	Cachoeiro de Itapemirim, ES	-	Litter bags	0,68	1,47*	1,02*	4,41*
SILVA et al. (2014)	FESD Submontana	Vitória da Conquista, BA	Médio	Litter bags	0,84	1,19*	0,83	3,57*
CUNHA NETO et al. (2013)	FESD	Além Paraíba, MG	Inicial	Litter bags	0,95	1,05*	0,73	3,16*
MACHADO et al. (2015)	FESD Submontana	Pinheiral, RJ	Inicial	Litter bags	0,80*	1,25*	0,86	3,75*
MACHADO et al. (2015)	FESD Submontana	Pinheiral, RJ	Médio	Litter bags	1,20*	0,83*	0,59	2,50*
MACHADO et al. (2015)	FESD Submontana	Pinheiral, RJ	Avançado	Litter bags	1,68*	0,60*	0,41	1,79*
SOUTO et al. (2013)	Caatinga	Santa Terezinha, PB	-	Litter bags	0,58*	1,72*	1,19	5,17*
SILVA et al. (2014)	Plantio de nativas	Vitória da Conquista, BA	-	Litter bags	0,69	1,44*	1,00	4,33*
SILVA et al. (2014)	Plantio de <i>Artocarpus sp.</i>	Vitória da Conquista, BA	-	Litter bags	1,20	0,83*	0,58	2,49*
CUNHA NETO et al. (2013)	Plantio <i>Acacia mangium</i>	Além Paraíba, MG	-	Litter bags	0,47	2,11*	1,46	6,32*
CUNHA NETO et al. (2013)	Plantio de <i>Eucalyptus sp.</i>	Além Paraíba, MG	-	Litter bags	1,02	0,98*	0,68	2,94*
CUNHA NETO et al. (2013)	Plantio de <i>Mimosa sp.</i>	Além Paraíba, MG	-	Litter bags	1,24	0,81*	0,56	2,42*
SCHUMACHER et al. (2013)	Plantio de <i>Eucalyptus sp.</i>	Eldorado do Sul, RS	-	Indireto	0,54	1,85*	1,33	5,6
ARATO et al. (2003)	Sistema Agroflorestal	Viçosa, MG	-	Indireto	1,17	0,85*	0,59	2,56*

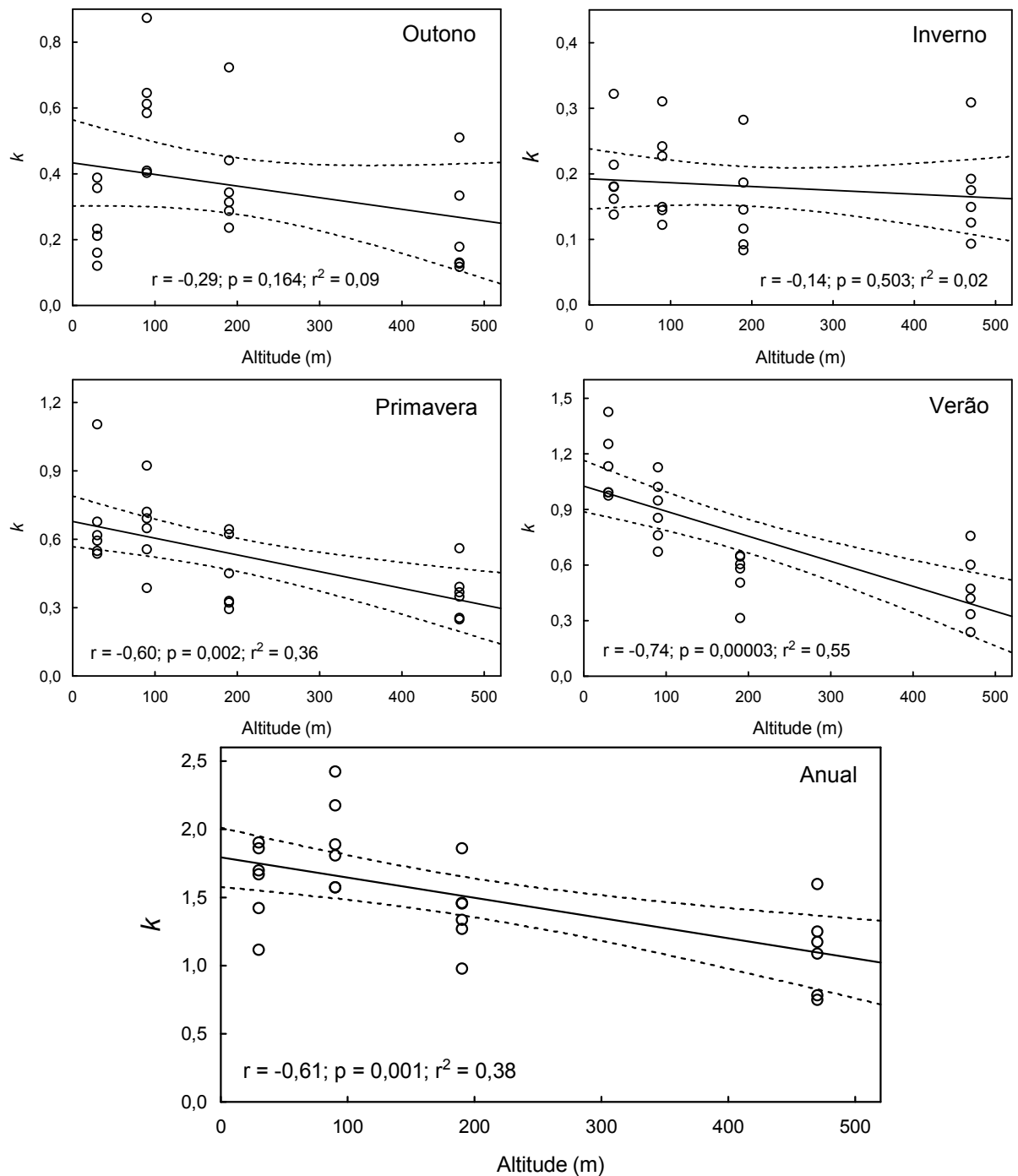
Fonte: O autor (2017). *Valores estimados; FOD = Floresta Ombrófila Densa; FOM = Floresta Ombrófila Mista; FESD = Floresta Estacional Semidecidual.

Diminuição dos valor de k com aumento da altitude também foi observado em outros gradiente altitudinais (MCGRODDY; SILVER, 2000; KITAYAMA; AIBA, 2002; SOUSA NETO et al., 2011). Essas variações são condicionadas por variações nos parâmetros ambientais ao longo do gradiente, especialmente a temperatura do ar e do solo, que desempenham papéis importantes na decomposição da matéria orgânica pelos micro-organismos do solo (AERTS; CHAPIN, 2000; JEYANNY et al., 2015). De fato, a temperatura média na parcela P9_{470m} tende a ser aproximadamente 2 °C menor que nas parcelas mais baixas do gradiente (BLUM et al., 2011), o que afeta a atividade biológica do solo, que é altamente dependente da temperatura (SOUSA NETO et al., 2011; REICHSTEIN; BEER, 2008; HOLANDA et al., 2015) e tem fundamental importância na decomposição de serapilheira.

Considerando as estações do ano (FIGURA 16), a constante de decomposição foi menor no outono e inverno, aumentando na primavera e verão, onde o valor do k foi maior em todas as áreas, indicando maior decomposição de serapilheira na primavera e, especialmente, no verão. Isso se deve principalmente à maior temperatura e precipitação nesse período, uma vez que a decomposição de serapilheira apresenta forte correlação com a precipitação e a disponibilidade hídrica (VILLELA et al., 2012; FERREIRA et al., 2014), o que condicionam uma maior atividade biológica do solo.

Os baixos valores de k na parcela P9_{470m} podem estar relacionados à qualidade do material foliar, que dificulta a atividade de organismos decompositores (MACHADO et al., 2015). As alterações na estrutura da vegetação induzem a diferenças na taxa de decomposição (GIEßELMANN et al., 2010; GIEßELMANN et al., 2011), sendo que há um efeito indireto dos diferentes componentes da diversidade da comunidade vegetal sobre a decomposição (OLIVEIRA, 2016). Além disso, as frações da serapilheira têm estrutura e composição química distintas, e decompõem-se em diferentes velocidades, sendo que essa velocidade depende da proporção relativa dos diferentes componentes presentes na serapilheira (CIANCIARUSO et al., 2006), o que varia entre as áreas ao longo do gradiente altitudinal. Podem ser causados também por substâncias recalcitrantes nas folhas de algumas espécies (SCHMIDT et al., 2008), especialmente da família Myrtaceae, que possuem polifenóis e óleos essenciais nas suas folhas (GIEßELMANN et al., 2010), dificultando a decomposição dessa serapilheira, uma vez que na parcela P9_{470m} há maior densidade de indivíduos dessa família.

FIGURA 16 - CONSTANTE DE DECOMPOSIÇÃO (k) DA SERAPILHEIRA EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSE EM ANTONINA, PR.



FONTE: O autor (2017).

4 CONCLUSÕES

A deposição de serapilheira mostrou um padrão bimodal ao longo do ano, com um pico pronunciado no verão e outro pico de menor intensidade na metade do inverno. As variáveis meteorológicas precipitação, temperatura e velocidade das

rajadas de vento foram as que melhor explicaram o padrão de deposição de serapilheira. A fração folhas apresentou a maior proporção na serapilheira depositada em relação às demais frações. Na serapilheira acumulada, além das folhas, os ramos e a miscelânea foram as frações com maior quantidade acumulada.

O gradiente altitudinal mostrou pouca influência sobre a deposição de serapilheira, mas o acúmulo de serapilheira sobre o solo apresentou relação direta, enquanto a velocidade da decomposição mostrou relação inversa com o gradiente altitudinal, o que está relacionado com as diferenças de temperatura que condicionam diferenças na atividade biológica do solo, responsável pela decomposição da serapilheira.

Houve influência das estações do ano na deposição e no acúmulo de serapilheira, sendo que a deposição foi maior na primavera e verão, estações com maior precipitação e temperatura, enquanto o maior acúmulo de serapilheira se deu no inverno, com menor precipitação e temperatura. A decomposição se mostrou inferior no inverno, período com condições menos favoráveis à atividade biológica na interface serapilheira-solo.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AERTS, R.; CHAPIN, F. S. The mineral nutrition of wild plants revisited: re-evaluation of processes and patterns. In: FITTER, A. H.; RAFFAELLI, D. G. (Ed). **Advances in Ecological Research**. San Diego: Academic Press, 2000. p 1-67.

AERTSEN, W.; KINT, V.; DE VOS, B.; DECKERS, J.; VAN ORSHOVEN, J.; MUYS, B. Predicting forest site productivity in temperate lowland from forest floor, soil and litterfall characteristics using boosted regression trees. **Plant and Soil**, v.354, n.1, p.157-172, 2012.

ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; SCARANELLO, M. A.; CAMARGO, P. B.; SANTOS, F. A. M.; JOLY, C. A.; MARTINELLI, L. A. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). **Forest Ecology and Management**, v.260, p.679-691, 2010.

ARATO, H. D.; MARTINS, S. V.; FERRARI, S. H. S. Produção e decomposição de serapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de área degradada em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v.27, n.5, p.715-721, 2003.

ARYAL, D. R.; DE JONG, B. H. J.; OCHOA-GANOA, S.; MENDOZA-VEJA, J.; ESPARZA-OLGUIN, L. Successional and seasonal variation in litterfall and associated nutrient transfer in semi-evergreen tropical forests of SE Mexico. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.103, n.1, p.45-60, 2015.

BANIN, L.; LEWIS, S. L.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; BAKER, T. R.; QUESADA, C. A.; CHAO, K. J.; BURSLEM, D. F. R. P.; NILUS, R.; SALIM, K. A.; KEELING, H. C.; TAN, S.; DAVIES, S. T.; MENDOZA, A. M.; VASQUEZ, R.; LLOYD, J.; NEILL, D. A.; PITMAN, N.; PHILLIPS, O. L. Tropical forest wood production: a cross-continental comparison. **Journal of Ecology**, v.102, 1025-1037, 2014.

BARBOSA, R. I.; SILVA, L. F. S. G.; CAVALCANTE, C. O. **Protocolo necromassa: estoque e produção de liteira grossa**. Brasília: MCT/PPBio, 2009. 24 p.

BIANCHIN, J. E.; MARQUES, R.; BRITEZ, R. M.; CAPRETZ, R. L. Deposição de fitomassa em formações secundárias na Floresta Atlântica do Paraná. **Floresta e Ambiente**, v.23, n.4, p.524-533, 2016.

BLUM, C. T.; RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F. O clima e sua influência na distribuição da Floresta Ombrófila Densa na Serra da Prata, Morretes, Paraná. **Floresta**, v.41, n.3, p.589-598, 2011.

BORÉM, R. A. T.; RAMOS, D. P. Variação estacional e topográfica de nutrientes na serapilheira de um fragmento de Mata Atlântica. **Cerne**, v.8, n.2, p.42-59, 2002.

BRAY, J. R.; GORHAM, E. Litter production in forests of the world. **Advances in Ecological Research**, v.19, p.101-157, 1964.

CALDEIRA, M. V. W.; VITORINO, M. D.; SCHAADT, S. S.; MORAES, E.; BALBINOT, R. Quantificação de serapilheira e de nutrientes em uma Floresta Ombrófila Densa. **Semina: Ciências Agrárias**, v.29, n.1, p.53-68, 2008.

CALVI, G. P.; PEREIRA, M. G.; ESPÍNDULA JÚNIOR, A. Produção de serapilheira e aporte de nutrientes em áreas de Floresta Atlântica em Santa Maria de Jetibá, ES. **Ciência Florestal**, v.19, n.2, p.131-138, 2009.

CARDOSO, F. C. G.; MARQUES, R.; BOTOSSO, P. C.; MARQUES, M. C. M. Stem growth and phenology of two tropical trees in contrasting soil conditions. **Plant Soil**, v.354, p.269-281, 2012.

CIANCIARUSO, M. V.; PIRES, J. S. R.; DELITTI, W. B. C.; SILVA, E. F. L. P. Produção de serapilheira e decomposição do material foliar em um cerradão na Estação Ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.20, n.1, p.49-59, 2006.

CORREIA, G. C. S.; MARTINS, S. V.; MIRANDA NETO, A.; SILVA, K. A. Estoque de serapilheira em floresta de restauração e em Floresta Atlântica de tabuleiro no Sudeste Brasileiro. **Revista Árvore**, v.40, n.1, p.13-20, 2016.

CUNHA NETO, F. V.; LELES, P. S. S.; PEREIRA, M. G.; BELLUMATH, V. G. H.; ALONSO, J. M. Acúmulo e decomposição de serapilheira em quatro formações florestais. **Ciência Florestal**, v.23, n.3, p.379-387, 2013.

DENT, D. H.; BAGCHI, R.; ROBINSON, D.; MAJALAP-LEE, N.; BURSLEM, D. F. R. P. Nutrient fluxes via litterfall and leaf litter decomposition vary across a gradient of soil nutrient supply in a lowland tropical rain forest. **Plant and Soil**, v.288, n.1, p.197-215, 2006.

DICKOW, K. M. C.; MARQUES, R.; PINTO, C. B.; HÖFER, H. Produção de serapilheira em diferentes fases sucessionais de uma Floresta Atlântica secundária, em Antonina, PR. **Cerne**, v.18, n.1, p.75-86, 2012.

DICKOW, K. M. C. **Ciclagem de fitomassa e nutrientes em sucessão secundária na Floresta Atlântica, Antonina, PR**. Curitiba, 215 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

DIDION, M.; REPO, A.; LISKI, J.; FORSIUS, M.; BIERBAUMER, M.; DJUKI, I. Towards harmonizing leaf litter decomposition studies using standard tea bags - a field study and model application. **Forests**, v.7, n.8, p.2-12, 2016.

EISENLOHR, P. V.; ALVES, L. F.; BERNACCI, L. C.; PADGURSCHI, M. C. G.; TORRES, R. B.; PRATA, E. M. B.; SANTOS, F. A. M.; ASSIS, M. A.; RAMOS, E.; ROCHELLE, A. L. C.; MARTINS, F. R.; CAMPOS, M. C. R.; PEDRONI, E.; SANCHEZ, M.; PEREIRA, L. S.; VIEIRA, S. A.; GOMES, J. A. M. A.; TAMASHIRO, J. Y.; SCARANELLO, M. A. S.; CARON, C. J.; JOLY, C. A. Disturbances, elevation, topography and spatial proximity drive vegetation patterns along an altitudinal gradient of a top biodiversity hotspot. **Biodiversity and Conservation**, v.22, n.12, p.2767-2783, 2013.

ESPIG, S. A.; FREIRE, F. J.; MARANGON, L. C.; FERREIRA, R. L. C.; FREIRE, M. B. S, ESPIG, D. B. Sazonalidade, composição e aporte de nutrientes da serapilheira em fragmento de Mata Atlântica. **Revista Árvore**, v.33, n.5, p.949-956, 2009.

FERREIRA, M. L.; SILVA, J. L.; PEREIRA, E. E.; LAMANO-FERREIRA, A. P. N. Litter fall production and decomposition in a fragment of secondary Atlantic Forest of São Paulo, SP, Southeastern Brazil. **Revista Árvore**, v.38, n.4, p.591-600, 2014.

FOSTER, N. W.; BHATTI, J. S. Forest ecosystems: Nutrient cycling. In: LAL, R.; ed. **Encyclopedia of soil science**. New York: Taylor & Francis Group, 2006. p.718-21.

GIEßELMANN, U. C.; MARTINS, K. G.; BRÄNDLE, M.; SCHÄDLER, M.; MARQUES, R.; BRANDL, R. Diversity and ecosystem functioning: Litter decomposition dynamics in the Atlantic Rainforest. **Applied Soil Ecology**, v.46, p.283-290, 2010.

GIEßELMANN, U.C.; MARTINS, K. G.; BRÄNDLE, M.; SCHÄDLER, M.; MARQUES, R.; BRANDL, R. Lack of home-field advantage in the decomposition of leaf litter in the Atlantic Rainforest of Brazil. **Applied Soil Ecology**, v.49, p.5-10, 2011.

GOLLEY, F. B.; MCGINNIS, J. T.; CLEMENTS, R. G.; CHILD, G. I.; DUEVER, M. J. **Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida**. São Paulo: EDUSP, 1978. 256 p.

GOMES, J. A. M. A.; BERNACCI, L. C.; JOLY, C. A. Diferenças florísticas e estruturais entre duas cotas altitudinais da Floresta Ombrófila Densa Submontana Atlântica, do Parque Estadual da Serra do Mar, município de Ubatuba/SP, Brasil. **Biota Neotropica**, v.11, n.2, p.123-137, 2011.

GOMES, J. M.; PEREIRA, M. G.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; PEREIRA, G. H. A.; GONDIM, F. R.; SILVA, E. M. R. Aporte de serapilheira e de nutrientes em fragmentos florestais da Mata Atlântica, RJ. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.5, n.3, p.383-391, 2010.

GOMES, S. R.; MAURENZA, D.; LOPES, M. I. M. S.; PINTO, M. M. Produção de serapilheira e retorno de nutrientes ao solo em arboreto de pau-brasil (*Caesalpinia echinata* Lam.) em Mogi-Guaçu, São Paulo, Brasil. **Hoehnea**, v.33, n.3, p.339-347, 2006.

GUEDES, M. L. S.; BATISTA, M. A.; RAMALHO, M.; FREITAS, H. M. B.; SILVA, E. M. Breve incursão sobre a biodiversidade da Mata Atlântica. In: FRANKE, C. R.; ROCHA, P. L. B.; KLEIN, W.; GOMES, S. L. (orgs.). **Mata Atlântica e biodiversidade**. Salvador: Editora da UFBA, 2005. 476 p.

HOLANDA, A. C.; FELICIANO, A. L. P.; MARANGON, L. C.; FREIRE, F. J.; HOLANDA, E. M. Decomposição da serapilheira foliar e respiração edáfica em um remanescente de caatinga na Paraíba. **Revista Árvore**, v.39, n.2, p.245-254, 2015.

JACKSON, J. F. Seasonality of flowering and leaf-fall in a Brazilian Subtropical Lower Montane Moist Forest. **Biotropica**, v.10, n.1, p.38-42, 1978.

JEYANNY, V.; RASIDAH, K. W.; HUSNI, M. H. A.; KUMAR, B. S.; FIRDAUS, S. M.; ARIFIN, A. Leaf litter decomposition and soil carbon dioxide fluxes across climatic gradient in tropical montane and lowland forests. **Journal of Tropical Forest Science**, v.27, n.4, p.472-487, 2015.

JOLY, C. A.; ASSIS, M. A.; BERNACCI, L. C.; TAMASHIRO, J. Y.; CAMPOS, M. C. R.; GOMES, J. A. M. A.; LACERDA, M. S.; SANTOS, F. A. M.; PEDRONI, F.; PEREIRA, L. S.; PADGURSCHI, M. C. G.; PRATA, E. M. B.; RAMOS, E.; TORRES, R. B.; ROCHELLE, A.; MARTINS, F. R.; ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; MARTINELLI, L. A.; CAMARGO, P. B.; AIDAR, M. P. M.; EISENLOHR, P. V.; SIMÕES, E.; VILLANI, J. P.; BELINELLO, R. Florística e fitossociologia em parcelas permanentes da Mata Atlântica do sudeste do Brasil ao longo de um gradiente altitudinal. **Biota Neotropica**, v.12, n.1, p.123-145, 2012.

KITAYAMA, K.; AIBA, S. Ecosystem structure and productivity of tropical rain forests along altitudinal gradients with contrasting soil phosphorus pools on Mount Kinabalu, Borneo. **Journal of Ecology**, v.90, p.37-51, 2002.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: RiMa, 2000. 531 p.

LEPS, J.; SMILAUER, P. **Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO**. Cambridge: Univresity Press, 2003. 269p.

MACHADO, D. L.; PEREIRA, M. G.; CORREIA, M. E. F.; DINIZ, A. R.; SANTOS, L. L.; MENEZES, C. E. G. Ciclagem de nutrientes em diferentes estágios sucessionais da Mata Atlântica na bacia do rio Paraíba do Sul, RJ. **Bioscience Journal**, v.31, n.4, p.1222-1237, 2015.

MARQUES, M. C. M.; ZWIENER, V. P.; RAMOS, F. M.; BORGO, M.; MARQUES, R. Forest structure and species composition along a successional gradient of Lowland Atlantic Forest in Southern Brazil. **Biota Neotropica**, v.14, n.3, p.1-11, 2014.

MARTINELLI, L. A.; LINS, S. R. M.; SANTOS-SILVA, J. C. Fine litterfall in the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v.49, n.4, p.443-451, 2017.

MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Produção de serapilheira em clareiras de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v.22, n.3, p.405-412, 1999.

MARTINS, S. C.; SOUSA NETO, E.; PICCOLO, M. C.; ALMEIDA, D. Q. A.; CAMARGO, P. B.; CARMO, J. B.; PORDER, S.; LINS, S. R. M.; MARTINELLI, L. A. Soil texture and chemical characteristics along an elevation range in the coastal Atlantic Forest of Southeast Brazil. **Geoderma Regional**, v.5, .p;106-116, 2015.

MCGRODDY, M.; SILVER, W. L. Variations in belowground carbon storage and soil CO₂ flux rates along a wet tropical climate gradient. **Biotropica**, v.32, n.4, p.614-624, 2000.

MEGURO, M.; VINUEZA, G. N.; DELITTI, W. B. C. Ciclagem de nutrientes minerais na Mata Mesófila secundária. I - Produção e conteúdo de nutrientes minerais do folheto. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, v.7, p.11-31, 1979.

MOSER, G.; LEUSCHNER, C.; HERTEL, D.; GRAEFE, S.; SOETHE, N.; IOST, S. Elevation effects on the carbon budget of tropical mountain forests (S Ecuador): the role of the belowground compartment. **Global Change Biology**, v.17, p.2211-2226, 2011.

OLIVEIRA, R. A. C. **Efeitos indiretos da diversidade sobre a decomposição de serapilheira na Floresta Atlântica**. Curitiba, 85 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

OLSON, J. S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, v. 44, n. 2, p. 322-331, 1963.

OSTERTAG, R.; MARÍN-SPIOTTA, E.; SILVER, w. I.; SCHULTEN. Litterfall and decomposition in relation to soil carbon pools along a secondary forest chronosequence in Puerto Rico. **Ecosystems**, v.11, p.701-714, 2008.

PAULA, R. R.; PEREIRA, M. G.; MENEZES, L. F. T. Aporte de nutrientes e decomposição da serapilheira em três fragmentos florestais periodicamente inundados na Ilha da Marambaia, RJ. **Ciência Florestal**, v.19, n.2, p.139-148, 2009.

PEREIRA, G. H. A.; PEREIRA, M. G.; ANJOS, L. H. C.; AMORIM, T. A.; MENEZES, C. E. G. Decomposição da serrapilheira, diversidade e funcionalidade de invertebrados do solo em um fragmento de Floresta Atlântica. **Bioscience Journal**, v.29, n.5, p.1317-1327, 2013.

PEREIRA, P. S.; COSTA, M. L. M .N.; MORAES, L. F. D.; LUCHIARI, C. Fenologia de espécies arbóreas em Floresta Atlântica da Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. **Iheringia, Série Botânica**, v.63, n.2, p.329-339, 2008.

PINTO, C. B.; MARQUES, R. Aporte de nutrientes por frações da serapilheira em sucessão ecológica de um ecossistema da Floresta Atlântica. **Floresta**, v.33, n.3, p.257-264, 2003.

PIRES, L. A.; BRITEZ, R. M.; MARTEL, G.; PAGANO, S. N. Produção, acúmulo e decomposição da serapilheira em uma restinga da Ilha do Mel, Paranaguá, PR, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.20, n.1, p.173-184, 2006.

PROCTOR, J.; ANDERSON, J. M.; FOGDEN, S. C. L.; VALLACK, H. W. Ecological studies in four contrasting lowland rain forests in Gunung Mulu National Park, Sarawak. II. Litterfall, litter standing crop and preliminary observations on herbivory. **Journal of Ecology**, v.71, n.1, p.261-283, 1983.

PROTIL, C. Z. MARQUES, R.; PROTIL, R. M. Variação sazonal e redistribuição de bioelementos de quatro espécies arbóreas em três tipologias florestais da Floresta Atlântica do Paraná. **Floresta**, v.39, n.3, p.699-717, 2009.

REICHSTEIN, M.; BEER. Soil respiration across scales: The importance of a model-data integration framework for data interpretation. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v.171, n.3, p.344-354, 2008.

ROCHA, A. A. **Deposição de fitomassa e nutrientes, acumulação e decomposição de serapilheira em três tipologias da Floresta Atlântica, Paranaguá, PR.** Curitiba, 125 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

SCHEER, M. B. Decomposição e liberação de nutrientes da serapilheira foliar em um trecho de floresta Ombrófila Densa Aluvial em regeneração, Guaraqueçaba (PR). **Floresta**, v.38, n.2, p.253-266, 2008.

SCHEER, M. B. **Ciclagem de nutrientes em um trecho de floresta Ombrófila Densa Aluvial em regeneração, Guaraqueçaba, PR.** Curitiba, 155 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

SCHMIDT, P.; DICKOW, K. M. C.; ROCHA, A. A.; MARQUES, R.; SCHEUERMANN, L.; RÖMBKE, J.; FÖRSTER, B.; HÖFER, H. Soil macrofauna and decomposition rates in Southern Brazilian Atlantic Rainforests. **Ecotropica**, v.14, p.89-100, 2008.

SCHUMACHER, M. V.; CORRÊA, R. S.; VIERA, M.; ARAÚJO, E. F. Produção e decomposição de serapilheira em um povoamento de *Eucalyptus urophylla* x *Eucalyptus globulus* maidenii. **Cerne**, v.19, n.3, p.501-508, 2013.

SCORIZA, R.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. Influência da precipitação e temperatura do ar na produção de serapilheira em trecho de Floresta Estacional em Sorocaba, SP. **Floresta**, v.44, n.4, p.687-696, 2014.

SCORIZA, R. N.; PEREIRA, M. G.; PEREIRA, G. H. A.; MACHADO, D. L.; SILVA, E. R. Métodos para coleta e análise de serrapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. **Floresta e Ambiente**, v.2, n.2, p.1-18, 2012.

SELLE, G. L. Ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais. **Bioscience Journal**, v.23, n.4, p.29-39, 2007.

SHANKS, R.; OLSON, J. First-year breakdown of leaf litter in Southern Appalachian Forests. **Science**, v.134, p.194-195, 1961.

SILVA, A. G.; GONÇALVES, M. A. M.; REIS, E. F. Decomposição e teor de nutrientes da serapilheira foliar em um fragmento de Floresta Atlântica no sul do estado do Espírito Santo. **Ecologia e Nutrição Florestal**, v.1, n.2, p.63-71, 2013.

SILVA, F. S.; AZEVEDO, C. A. V. Versão do programa computacional ASSISTAT para o sistema operacional Windows. **Revista Brasileira de Produtos Industriais**, v.4, n.1, p.71-78, 2002.

SILVA, H. F.; BARRETO, P. A. B.; SOUSA, G. T. O.; AZEVEDO, G. B.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; OLIVEIRA, F. G. R. B. Decomposição de serapilheira foliar em três sistemas florestais no Sudoeste da Bahia. **Revista Brasileira de Biociências**, v.12, n.3, p.164-172, 2014.

SILVA, M. F. F. Produção anual de serapilheira e seu conteúdo mineralógico em mata tropical de terra firme, Tucuruí-PA. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, v.1, n.1-2, p.111-158, 1984.

SILVEIRA, F. M. **Ciclagem de nutrientes em estágios sucessionais da Floresta Ombrófila Densa do Paraná**. Curitiba, 142 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

SLOBODA, B.; MARQUES, R.; BLUM, H.; BIANCHIN, J. E.; DONHA, C. G.; SILVEIRA, F. M.; CAPRETZ, R. L. Litterfall and nutrient dynamics in an old-growth Atlantic Rainforest in Brazil. **Floresta e Ambiente**, 2017, in press.

SOUSA NETO, E.; CARMO, J. B.; KELLER, M.; MARTINS, S. C.; ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; PICCOLO, M. C.; CAMARGO, P.; COUTO, H. T. Z.; JOLY, C. A.; MARTINELLI, L. A. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, methane and carbon dioxide in a gradient of elevation in the coastal Brazilian Atlantic forest. **Biogeosciences**, v.8, n.3, p.733-742, 2011.

SOUTO, P. C.; SOUTO, J. S.; SANTOS, R. V.; BAKKE, I. A.; SALES, F. C. V.; SOUZA, B. V. Taxa de decomposição da serapilheira e atividade microbiana em área de Caatinga. **Cerne**, v.19, n.4, p.559-565, 2013.

SOUZA, E. D.; COSTA, S. E. V. G. A.; ANGHINONI, I.; DE LIMA, C. V. S.; CARVALHO, P. C. F.; MARTINS, A. P. Biomassa microbiana do solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, p.79-88, 2010.

STARK, N. M.; JORDAN, C. F. Nutrient retention by the root mat of an Amazonian Rain Forest. **Ecology**, v.59, n.3, p.434-437, 1978.

STATSOFT. **STATISTICA: data analysis software system, version 10**. Tulsa: StatSoft Inc., 2011.

TER BRAAK, C. J. F.; SMILAUER, P. **Canoco - reference manual and user's guide to Canoco for windows: Software for canonical Community Ordination (Version 4.5)**. Ithaca: Microcomputer Power, 1998. 332 p.

VENEKLAAS, E. J. Litterfall and Nutrient Fluxes in Two Montane Tropical Rain Forests, Colombia. **Journal of Tropical Ecology**, v.7, n.3, p.319-336, 1991.

VIERA, M.; SCHUMACHER, M. V.; ARAÚJO, E. F.; CORRÊA, R. R.; CALDEIRA, M. V. W. Deposição de Serapilheira e Nutrientes em Plantio de *Eucalyptus urophylla* × *E. globulus*. **Floresta e Ambiente**, v.21, n.3, p.327-338, 2014.

VILLELA, D. M.; DE MATTOS, E. A.; PINTO, A. S.; VIEIRA, S. A.; MARTINELLI, L. A. Carbon and nitrogen stock and fluxes in coastal Atlantic Forest of southeast Brazil: potential impacts of climate change on biogeochemical functioning. **Brazilian Journal of Biology**, v.72, n.3, p.633-642, 2012.

WAGNER, F. H.; et al. Climate seasonality limits leaf carbon assimilation and wood productivity in tropical forests. **Biogeosciences**, v.13, n.8, p.2537-2562, 2016.

WHITE, B. L. A.; NASCIMENTO, D. L.; DANTAS, T. V. P.; RIBEIRO, A. S. Dynamics of the production and decomposition of litterfall in a Brazilian Northeastern Tropical Forest (Serra de Itabaiana National Park, Sergipe State). **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v.35, n.2, p.195-201, 2013.

WOICIECHOWSKI, T. **Ciclagem de fitomassa e nutrientes na Floresta Ombrófila Densa Submontana no litoral do Paraná**. Curitiba, 133 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

ZHANG, D.; HUI, D.; LUO, Y.; ZHOU, G. L. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. **Journal of Plant Ecology**, v.1, n.2, p.85-93, 2008.

ZHANG, H.; YUAN, W.; DONG, W.; LIU, S. Seasonal patterns of litterfall in forest ecosystem worldwide. **Ecological Complexity**, v.20, p.240-247, 2014.

CAPÍTULO 3

APORTE E ESTOQUE DE NUTRIENTES NA SERAPILHEIRA DE UM GRADIENTE ALTITUDINAL NA FLORESTA ATLÂNTICA DO PARANÁ

RESUMO

A ciclagem de nutrientes é essencial na manutenção das florestas tropicais, pois esse processo cíclico e contínuo é responsável pela disponibilização dos nutrientes às plantas. Este trabalho visou estudar esta dinâmica dos nutrientes na serapilheira em um gradiente altitudinal de Floresta Ombrófila Densa. Para isso, a serapilheira depositada e acumulada foi coletada em 4 parcelas ao longo de um gradiente altitudinal, sendo separada em frações, nas quais foram determinados os teores de carbono, macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg), alumínio e micronutrientes (B, Cu, Fe, Mn e Zn). Determinou-se o aporte de nutrientes via serapilheira depositada, além do estoque de nutrientes na serapilheira acumulada. Não houve efeito significativo do gradiente altitudinal nos teores dos nutrientes de grande parte das frações de serapilheira, com exceção do P, K e Cu, na serapilheira depositada, com menores valores na parcela mais alta. Na serapilheira acumulada, não houve diferença entre as áreas, apesar da tendência de diminuição dos teores dos nutrientes com o aumento da altitude. Os teores de nutrientes na serapilheira depositada foram maiores que na serapilheira acumulada, devido principalmente ao estágio de decomposição mais avançado das frações de serapilheira acumulada, com maior perda de carbono em comparação aos nutrientes. O aporte de nutrientes na serapilheira depositada apresentou influência positiva do gradiente altitudinal para o C, N, Ca, B e Mn, enquanto o P, K, Mg, Al, Cu, F e Zn apresentaram diminuição do aporte com o aumento da altitude. Para a serapilheira acumulada, o estoque de todos os nutrientes aumentou com o gradiente altitudinal, em função do maior acúmulo de serapilheira na parcela mais alta. O estoque médio de nutrientes na serapilheira acumulada foi maior que o aporte para a maioria dos nutrientes, o que está relacionado ao fato de que a decomposição de serapilheira depositada nessa parcela é mais lenta, acumulando-se assim sobre o solo.

Palavras-chave: Biogeoquímica florestal, ciclagem de nutrientes, serapilheira depositada, serapilheira acumulada, Floresta Ombrófila Densa.

1 INTRODUÇÃO

A nutrição mineral é um tema central da ecologia vegetal (AERTS; CHAPIN, 2000). A ciclagem de nutrientes em um ecossistema florestal é um processo de extrema importância ecológica para garantir a sua sustentabilidade (DICKOW et al., 2009), sendo que a deposição da serapilheira é a principal via de transferência de nutrientes para o sistema solo-planta (CALDEIRA et al., 2008; PROTIL et al., 2009). As espécies florestais demandam menor quantidade de nutrientes do solo do que as

culturas anuais, uma vez que grande parte de nutrientes necessários ao seu crescimento são fornecidos pela serapilheira que retorna ao solo, após a sua decomposição (FOSTER; BHATTI, 2006). O fluxo de nutrientes do solo pode mudar sob diferentes taxas de queda de serapilheira, o que pode afetar a fertilidade do solo (FERREIRA et al., 2014), sendo que, por meio do aporte e da decomposição da serapilheira estocada no piso florestal, são disponibilizados nutrientes para as camadas superficiais do solo (SCORIZA et al., 2012).

Esse processo de ciclagem de nutrientes ocorre em particular através da decomposição da serapilheira, que é uma das vias de transferência de nutrientes da vegetação para o solo (DICKOW et al., 2009; DINIZ et al., 2015), sendo que os nutrientes presentes na serapilheira estão mais protegidos contra lixiviação do que os armazenados no solo, uma vez que, geralmente, fazem parte de compostos orgânicos (BORÉM; RAMOS, 2002). A serapilheira tem fundamental importância na manutenção da fertilidade e dos níveis de nutrientes no solo, uma vez que a vegetação arbórea assume papel de estoque potencial de nutrientes para o sistema solo-plantas (CALVI et al., 2009; CUNHA NETO et al., 2013), sendo que, à medida que ocorre o processo de mineralização, os nutrientes vão sendo incorporados ao solo e, conseqüentemente, ocorre a sua disponibilização para as plantas (CALDEIRA et al., 2013).

Em alguns ecossistemas, o compartimento serapilheira-solo é crítico para a retenção de nutrientes (XU et al., 2013), como é o caso da Floresta Atlântica, que está assentada sobre solos quimicamente pobres (BRITEZ et al., 1997). No caso dos solos tropicais que possuem apenas minerais residuais incapazes de fornecer quantidades de nutrientes necessários para a nutrição das plantas (LACLAU et al., 2004), a vegetação desempenha um papel fundamental na manutenção da fertilidade desses solos, pois grande parte dos nutrientes minerais está na biomassa das plantas (TOWNSEND et al., 2006). A serapilheira, ao se decompor, libera a maioria dos nutrientes, os quais são absorvidos diretamente pelas raízes que estão crescendo na matéria orgânica em decomposição (STARK; JORDAN, 1978). Assim, a deposição e decomposição da serapilheira, e a mineralização do material orgânico, permitem a liberação dos nutrientes e o seu reaproveitamento pelas plantas (SOUZA; DAVIDE, 2001; PINTO; MARQUES, 2003), o que ajuda na melhoria das propriedades do solo, uma vez que níveis mais altos de matéria orgânica sobre o

solo melhoraram a capacidade de agregação e de infiltração, além de aumentar a disponibilidade de nutrientes (SINGH et al., 1999).

Vários estudos sobre ciclagem de nutrientes na serapilheira foram realizados na Floresta Atlântica no Paraná, abrangendo diversas fitofisionomias, vários tipos de solo e diferentes estágios de sucessão secundária e florestas maduras (BRITEZ et al., 1997; PINTO; MARQUES, 2003; MARTINS, 2004; ROCHA, 2006, PIRES et al., 2006; SCHEER, 2008; PROTEL et al., 2009; DICKOW et al., 2012; BIANCHIN, 2013; SILVEIRA, 2015; WOICIECHOWSKI, 2015; SLOBODA et al., 2017). No entanto, nestes estudos não foi investigado o efeito do gradiente altitudinal sobre a ciclagem biogeoquímica, e são escassos os estudos sobre o tema em outras regiões de Floresta Atlântica.

A ciclagem de nutrientes nos ecossistemas florestais é controlada por diversos fatores, como o clima e as propriedades abióticas (topografia, material de origem) e bióticas do solo (FOSTER; BHATTI, 2006; CALVI et al., 2009). Variações topográficas e edáficas podem influenciar a disponibilidade de nutrientes e água no solo, o que tem efeito direto na composição química da serapilheira (DENT et al., 2006). A altitude é um fator que pode interferir na estrutura da floresta, afetando a produtividade primária e a ciclagem de nutrientes (VILLELA et al., 2012). As mudanças na composição das espécies de plantas e na alocação de biomassa podem levar a uma alteração das características químicas e físicas da serapilheira (OSTERTAG et al., 2008), que variam muito entre as diferentes comunidades vegetais, podendo ser determinantes nas taxas de decomposição dessa serapilheira (METCALFE et al., 2011). As concentrações de nutrientes foliares na serapilheira depositada tendem a diminuir e a realocação dos nutrientes antes da abscisão foliar tende a ser mais elevada em altitudes mais elevadas (VENEKLAAS, 1991).

Assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar os teores de nutrientes nas diferentes frações de serapilheira depositada e acumulada, além de quantificar o aporte de nutrientes pela serapilheira depositada e o estoque de nutrientes na serapilheira acumulada sobre o solo. Buscou-se, com esse trabalho, elucidar as seguintes questões: a) Existe influência do gradiente altitudinal nos teores e na quantidade aportada e acumulada de nutrientes na serapilheira? b) Existem diferenças entre as frações de serapilheira depositada e acumulada quanto aos teores e ao conteúdo de nutrientes?

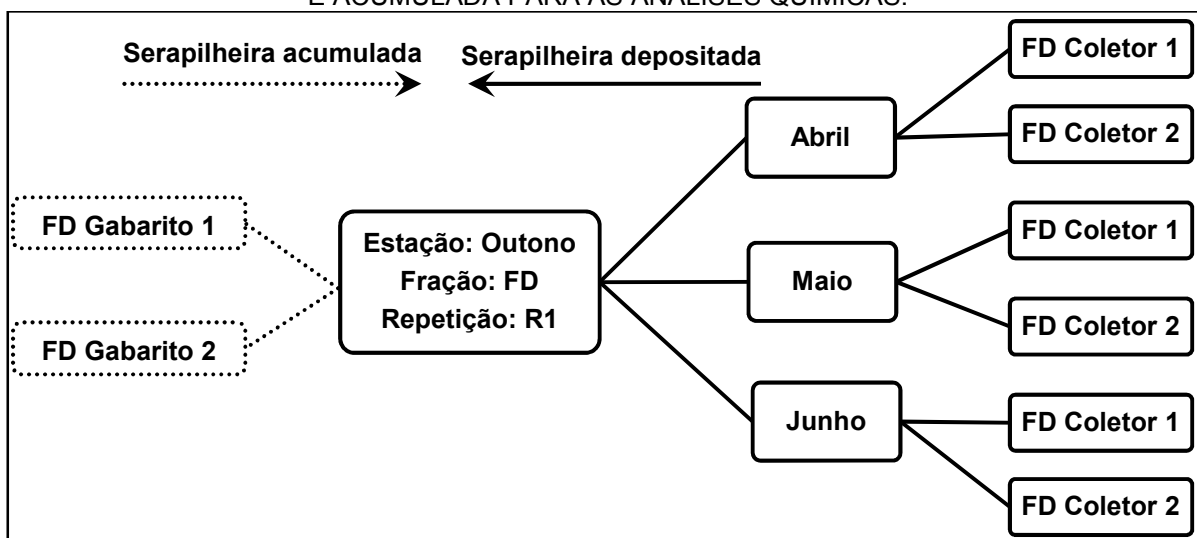
2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ANÁLISE QUÍMICA DA SERAPILHEIRA

No estudo da ciclagem de nutrientes, foram realizadas 12 coletas mensais de serapilheira depositada e 4 coletas estacionais de serapilheira acumulada, durante 1 ano. A serapilheira foi separada em frações, conforme descrito na metodologia do capítulo anterior (itens 2.1 e 2.2 do capítulo 2), seca e pesada, sendo posteriormente moída em moinho tipo Willey.

Para reduzir o número de amostras de serapilheira depositada a serem processadas em laboratório, a serapilheira coletada nos coletores, em cada mês (12 pontos em cada parcela) e em cada estação do ano (3 meses), foi agrupada em pares (coletores 1 e 2, 3 e 4, 5 e 6, 7 e 8, 9 e 10, 11 e 12) (FIGURA 17 - linha cheia). Dessa forma, foram obtidas 6 repetições por estação do ano, para cada fração em cada parcela. Para a análise química da serapilheira acumulada, foi utilizada a mesma lógica de agrupamento dos coletores, mas como a coleta foi realizada por estação, as frações de serapilheira de cada ponto de coleta foram agrupadas em pares em sequência (coletores 1 e 2, 3 e 4, 5 e 6) (FIGURA 17 - linha tracejada). Assim, foram obtidas 3 repetições em cada parcela para cada estação. A FIGURA 17 representa apenas uma parte dos agrupamentos realizados, no caso referente à fração FD, repetição R1, estação Outono.

FIGURA 17 – ESQUEMA DE AGRUPAMENTO DAS FRAÇÕES DE SERAPILHEIRA DEPOSITADA E ACUMULADA PARA AS ANÁLISES QUÍMICAS.



FONTE: O autor (2017).

Os teores de P, K, Ca, Mg, Mn, Al, B, Cu, Fe, Mn e Zn foram determinados pelo processo de digestão via seca, com solubilização em ácido clorídrico (MARTINS; REISSMANN, 2007) e leitura em espectrofotômetro de emissão óptica, com fonte de indução de plasma acoplado (ICP) Varian 720-ES. Os teores de C e N foram determinados pelo método de combustão total em analisador Vario EL III (ELEMENTAR, Alemanha).

Para determinar o aporte de nutrientes nas frações de serapilheira depositada e o estoque de nutrientes na serapilheira acumulada, multiplicou-se o teor de nutrientes em cada fração pela quantidade de fitomassa depositada e acumulada na mesma fração. Foi utilizado o mesmo esquema de agrupamento dos coletores, descrito na FIGURA 17, para o cálculo de aporte e estoque de nutrientes na serapilheira.

2.2 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Primeiramente, a homogeneidade das variâncias dos tratamentos foi analisada pelo teste de Bartlett, sendo que nos tratamentos cuja homogeneidade das variâncias não foi alcançada, os dados foram transformados, inicialmente por meio de raiz quadrada, e quando não houve homogeneidade das variâncias por essa transformação, utilizou-se a transformação por meio de logaritmo. Após, os dados foram submetidos à ANOVA e as médias foram comparadas entre si pelo teste de Tukey, considerando a probabilidade de 95%.

Previamente, foi testada a interação entre os fatores (áreas e frações) utilizando o arranjo estatístico fatorial, para cada nutriente. No entanto, não houve interação significativa entre os fatores. Assim, áreas e frações foram comparadas de forma independente, utilizando o delineamento inteiramente casualizado. Para o aporte total de nutrientes na serapilheira depositada e o estoque médio de nutrientes na serapilheira acumulada, também foi utilizado o delineamento inteiramente casualizado. Tanto a ANOVA quanto o teste de comparação de médias foram realizadas no software Assistat (SILVA; AZEVEDO, 2002).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 TEOR DE NUTRIENTES NA SERAPILHEIRA DEPOSITADA E ACUMULADA

Os teores dos elementos analisados na serapilheira depositada apresentaram a sequência C>N>Ca>K>Mg>Al>P, enquanto para os micronutrientes, a sequência foi Mn>Fe>Zn>B>Cu (TABELA 8). Essa sequência de concentração de nutrientes na serapilheira depositada foi verificada em outros estudos realizados em Floresta Atlântica no Paraná (BIANCHIN, 2013; WOICIECHOWSKI, 2015; SLOBODA et al., 2017).

Os teores de C e N e a relação C:N não diferiram ao longo do gradiente altitudinal. Considerando as frações, não houve diferença no teor de C entre folhas diversas e miscelânea, enquanto para o N e relação C:N, houve diferença entre as frações, sendo que o maior teor de N foi determinado na miscelânea, o que fez com que a relação C:N da fração foliar fosse maior em comparação com a miscelânea. O teor de P tendeu a diminuir com o gradiente altitudinal nas folhas e ramos, sendo que, em ambos os casos, os maiores teores foram observados na P_{30m} e o menor valor na P_{190m}. Entre as frações, os maiores teores foram identificados nos órgãos reprodutivos e os menores nos ramos. Para o K, houve diferença estatística entre as áreas apenas para as folhas, com menores valores na P_{470m}.

Assim como o P, o teor de K foi maior nos órgãos reprodutivos e menor nos ramos. O teor de Ca apresentou diferença significativa entre as áreas apenas para as folhas e ramos, com maiores valores na P_{90m} e menores valores na P_{30m}, em todas as frações. Considerando as frações, o teor de Ca foi menor nos órgãos reprodutivos. Os teores de Mg diminuíram com o aumento da altitude, apesar de haver diferença significativa apenas na fração miscelânea, com maior valor na P_{30m}. Em relação às frações, os menores teores de Mg foram amostrados nos ramos. O Al apresentou grande variação nos teores, sendo que não foi verificada diferença estatística entre as parcelas do gradiente altitudinal, apesar de haver uma tendência de maiores valores em P_{30m}. Entre as frações, também não houve diferença estatística significativa.

TABELA 8 - TEORES DE CARBONO, MACRONUTRIENTES, ALUMÍNIO E MICRONUTRIENTES NAS FRAÇÕES DE SERAPILHEIRA DEPOSITADA EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSE EM ANTONINA, PR.

Área	C	N	C:N	P	K	Ca	Mg	Al	B	Cu	Fe	Mn	Zn
 g kg ⁻¹		(%)		 g kg ⁻¹ mg kg ⁻¹		
Folhas diversas													
P3_{30m}	461,5 a	17,5 a	26,6 a	0,61 a	3,4 a	7,8 b	3,3 a	2,43 a	21,6 a	9,6 a	136,5 a	607,9 a	19,2 a
P5_{90m}	465,2 a	18,1 a	26,0 a	0,57 ab	3,6 a	11,2 a	2,9 a	1,21 a	19,7 a	7,4 a	110,4 a	542,6 a	21,8 a
P7_{190m}	467,3 a	16,8 a	28,1 a	0,47 c	3,1 ab	9,7 ab	2,6 a	1,09 a	24,8 a	7,3 a	114,6 a	571,6 a	20,2 a
P9_{470m}	463,3 a	18,9 a	24,8 a	0,50 bc	2,4 b	9,0 ab	2,6 a	1,27 a	26,3 a	4,6 b	95,8 a	554,9 a	13,6 b
Média	464,3 A	17,8 B	26,4 A	0,54 C	3,1 B	9,4 A	2,8 A	1,50 A	23,1 A	7,2 A	114,3 B	569,3 A	18,7 B
Órgãos reprodutivos													
P3_{30m}	-	-	-	1,12 a	5,1 a	5,0 a	2,6 a	1,85 a	17,0 a	11,8 a	99,6 a	343,0 a	17,4 a
P5_{90m}	-	-	-	1,11 a	5,1 a	4,8 a	2,0 a	0,98 a	13,0 a	12,1 a	52,6 a	170,8 a	17,2 a
P7_{190m}	-	-	-	1,10 a	4,7 a	7,2 a	2,4 a	1,61 a	17,8 a	13,0 a	90,9 a	417,1 a	19,5 a
P9_{470m}	-	-	-	1,07 a	5,3 a	7,2 a	2,5 a	2,56 a	16,8 a	8,1 a	83,0 a	400,7 a	21,2 a
Média	-	-	-	1,10 A	5,1 A	6,1 B	2,4 AB	1,75 A	16,1 B	11,2 A	81,5 B	332,9 B	18,8 B
Ramos e galhos finos													
P3_{30m}	-	-	-	0,42 a	2,7 a	7,4 b	2,3 a	1,79 a	12,6 a	13,0 a	93,6 a	695,5 a	25,8 a
P5_{90m}	-	-	-	0,36 ab	2,6 a	12,3 a	2,1 a	0,49 a	13,5 a	9,5 b	88,5 a	449,6 a	29,3 a
P7_{190m}	-	-	-	0,30 b	2,1 a	9,7 ab	1,7 a	0,49 a	12,5 a	9,1 b	78,0 a	468,4 a	35,8 a
P9_{470m}	-	-	-	0,34 ab	1,9 a	10,4 ab	2,0 a	0,46 a	14,4 a	7,9 b	81,6 a	484,8 a	31,6 a
Média	-	-	-	0,36 D	2,3 C	10,0 A	2,0 B	0,81 A	13,3 B	9,9 A	85,4 B	524,6 AB	30,6 A
Miscelânea													
P3_{30m}	463,8 a	19,8 a	23,7 a	0,88 a	3,4 a	8,0 a	3,1 a	2,90 a	19,6 b	13,8 a	280,5 a	762,1 a	30,1 ab
P5_{90m}	455,3 a	20,0 a	23,1 a	1,03 a	3,7 a	11,4 a	2,8 ab	1,12 a	19,9 ab	11,3 ab	235,2 a	485,1 a	32,8 a
P7_{190m}	461,3 a	19,1 a	24,4 a	0,84 a	3,3 a	10,0 a	2,5 b	1,32 a	21,6 ab	11,3 ab	224,8 a	619,1 a	32,0 a
P9_{470m}	449,3 a	20,9 a	21,8 a	0,91 a	3,2 a	10,0 a	2,8 ab	1,48 a	24,2 a	8,3 b	249,2 a	552,2 a	26,0 b
Média	457,4 A	20,0 A	23,3 B	0,92 B	3,4 B	9,9 A	2,8 A	1,71 A	21,3 A	11,2 A	247,4 A	604,6 A	30,2 A

FONTE: O autor (2017). Médias seguidas da mesma minúscula (comparação entre áreas) e maiúscula (comparação entre frações) na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Para os micronutrientes, houve diferença significativa entre as áreas para B, Cu e Zn. O teor de B aumentou com o gradiente altitudinal, com diferença significativa entre as áreas na fração miscelânea. O teor de Cu diminuiu com o aumento da altitude em todas as frações, apesar de não haver diferença entre as áreas para os órgãos reprodutivos. Os teores de Zn diminuíram com o aumento da altitude nas folhas e na miscelânea, enquanto nos ramos e órgãos reprodutivos foi observada tendência oposta. Com relação ao Mn e Fe, não houve diferenças significativas entre as áreas. Considerando as frações, o teor de Cu não apresentou diferença estatística significativa, enquanto os teores de B e Mn foram maiores nas folhas e na miscelânea. No caso do Fe, o maior teor foi verificado na miscelânea, enquanto para o Zn, os valores foram superiores nos ramos e na miscelânea.

Na serapilheira acumulada, os teores dos nutrientes apresentaram a sequência $C > N > Ca > Mg \approx K \approx Al > P$, enquanto para os micronutrientes a sequência foi $Fe > Mn > Zn > B > Cu$ (TABELA 9). Essa mesma sequência de nutrientes foi identificada em outros estudos realizados em Floresta Atlântica (BORÉM; RAMOS, 2002; CALDEIRA et al., 2013; DINIZ et al., 2015; SILVEIRA, 2015; WOICIECHOWSKI, 2015). Para a maior parte dos elementos analisados, não foram identificadas diferenças em suas concentrações decorrentes das diferenças de altitude. Pequenas diferenças observadas para Ca e B em algumas frações não seguem um padrão conclusivo e podem resultar do acaso. Foi ainda identificada uma certa tendência do teor de N ser superior nas parcelas de maior altitude.

Entre as frações, os teores de C e N foram maiores em FR, sem diferença estatística com a fração FD para o N, enquanto o menor valor foi observado na fração MI, ou seja, a fração com maior grau de decomposição. A relação C:N foi maior nas folhas recém depositadas e menor na miscelânea. O teor de P foi menor nos ramos, enquanto para o K os menores teores foram observados nos ramos e na miscelânea. O teor de Ca foi significativamente menor na fração OR, sendo que as demais frações não apresentaram diferença estatística entre si. Para o Mg, o teor foi maior nas frações foliares (FR e FD) e menor nos órgãos reprodutivos. O Al teve seus maiores teores na fração MI.

TABELA 9 - TEOR DE CARBONO, MACRONUTRIENTES, ALUMÍNIO E MICRONUTRIENTES NAS FRAÇÕES DE SERAPILHEIRA ACUMULADA EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.

Fração	Área	C	N	C:N	P	K	Ca	Mg	Al	B	Cu	Fe	Mn	Zn
	 g kg ⁻¹ g kg ⁻¹	(%) g kg ⁻¹ g kg ⁻¹ g kg ⁻¹ g kg ⁻¹ g kg ⁻¹ mg kg ⁻¹ mg kg ⁻¹ mg kg ⁻¹ mg kg ⁻¹ mg kg ⁻¹
FR	P3 _{30m}	452,9 a	15,7 a	29,5 a	0,45 a	2,8 a	6,0 b	2,7 a	2,1 a	23,2 ab	7,5 a	428,5 a	462,2 a	15,5 a
	P5 _{90m}	429,4 a	15,9 a	27,5 a	0,42 a	2,3 a	8,7 a	2,1 a	3,0 a	17,4 b	7,3 a	449,3 a	441,7 a	17,4 a
	P7 _{190m}	442,4 a	14,9 a	30,3 a	0,37 a	2,9 a	7,6 ab	1,9 a	2,5 a	23,5 a	6,7 a	251,5 a	364,8 a	16,3 a
	P9 _{470m}	431,8 a	16,3 a	27,6 a	0,37 a	1,8 a	6,9 ab	2,0 a	3,9 a	22,1 ab	5,1 a	302,4 a	338,6 a	13,9 a
	Média	439,1 A	15,7 AB	28,7 A	0,40 AB	2,4 A	7,3 A	2,2 A	2,9 C	21,5 A	6,6 A	357,9 C	401,8 A	15,8 AB
FD	P3 _{30m}	409,5 a	15,6 a	26,3 a	0,45 a	1,3 a	5,8 a	2,4 a	5,3 a	15,3 ab	8,0 a	1185,6 a	496,4 a	18,5 a
	P5 _{90m}	383,9 a	16,8 a	22,9 a	0,48 a	1,2 a	7,9 a	1,7 ab	6,4 a	12,3 b	8,1 a	1693,5 a	515,4 a	21,0 a
	P7 _{190m}	417,1 a	16,7 a	25,2 a	0,40 a	1,4 a	7,8 a	1,8 ab	4,6 a	19,4 a	7,8 a	956,2 a	508,3 a	23,1 a
	P9 _{470m}	399,4 a	17,7 a	23,0 a	0,40 a	0,9 a	6,9 a	1,6 b	6,3 a	14,6 ab	6,1 a	888,4 a	453,1 a	19,2 a
	Média	402,5 A	16,7 A	24,3 B	0,43 A	1,2 AB	7,1 A	1,9 AB	5,7 B	15,4 B	7,5 A	1180,9 B	493,3 A	20,4 AB
OR	P3 _{30m}	-	-	-	0,50 a	1,7 a	1,2 a	1,0 a	1,4 a	5,8 b	7,8 ab	257,7 a	92,2 a	10,5 a
	P5 _{90m}	-	-	-	0,69 a	3,4 a	2,3 a	1,1 a	2,4 a	11,1 a	10,8 a	366,0 a	126,2 a	16,1 a
	P7 _{190m}	-	-	-	0,65 a	4,3 a	3,8 a	1,5 a	2,1 a	9,9 a	9,1 ab	235,5 a	199,7 a	17,3 a
	P9 _{470m}	-	-	-	0,36 a	1,3 a	3,0 a	0,7 a	2,4 a	6,5 ab	5,1 b	418,3 a	95,2 a	7,7 a
	Média	-	-	-	0,55 A	2,7 A	2,5 B	1,1 C	2,1 C	8,3 C	8,2 A	319,4 C	128,3 B	12,9 B
RA	P3 _{30m}	-	-	-	0,25 a	1,0 a	4,9 a	1,3 a	2,3 a	6,3 a	7,9 a	329,4 a	528,0 a	16,6 a
	P5 _{90m}	-	-	-	0,27 a	1,0 a	7,5 a	1,4 a	1,9 a	7,8 a	8,0 a	497,6 a	334,2 a	21,3 a
	P7 _{190m}	-	-	-	0,22 a	0,9 ab	6,7 a	1,2 a	1,7 a	8,0 a	7,6 a	310,0 a	270,2 a	21,1 a
	P9 _{470m}	-	-	-	0,24 a	0,7 b	7,2 a	1,0 a	2,9 a	7,6 a	6,1 a	390,5 a	289,6 a	30,8 a
	Média	-	-	-	0,25 B	0,9 B	6,6 A	1,2 BC	2,2 C	7,4 C	7,4 A	381,9 C	355,5 A	22,4 A
MI	P3 _{30m}	303,5 a	13,2 a	22,9 a	0,44 a	0,9 a	3,8 a	1,6 a	10,5 a	12,7 a	6,7 a	3125,9 a	473,4 a	15,4 a
	P5 _{90m}	278,5 a	13,7 a	20,4 a	0,45 a	0,7 a	5,5 a	1,3 a	9,8 a	9,6 a	7,2 a	2746,5 a	430,3 a	19,1 a
	P7 _{190m}	346,0 a	15,8 a	21,8 a	0,40 a	1,1 a	6,2 a	1,4 a	7,8 a	12,0 a	6,9 a	1811,4 a	475,7 a	21,0 a
	P9 _{470m}	299,7 a	15,8 a	19,0 a	0,39 a	0,6 a	4,7 a	1,0 a	10,4 a	9,3 a	5,4 a	2103,4 a	392,1 a	16,8 a
	Média	306,9 B	14,6 B	21,0 C	0,42 A	0,8 B	5,0 A	1,3 BC	9,6 A	10,9 BC	6,6 A	2446,8 A	442,9 A	18,1 AB

FONTE: O autor (2017). FR = folhas recém depositadas; FD = folhas decompostas; OR = órgãos reprodutivos; RA = ramos e galhos finos; MI = miscelânea. Médias seguidas da mesma minúscula (comparação entre áreas) e maiúscula (comparação entre frações) na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Quanto à comparação dos micronutrientes entre frações, identificou-se menor teor de Mn nos órgãos reprodutivos, enquanto para o Fe, o maior teor foi verificado na miscelânea. O teor de B foi superior nas folhas decompostas e o teor de Zn foi menor nos órgãos reprodutivos, sendo que para o Cu, não houve diferença estatística significativa entre as frações. As baixas concentrações de nutrientes nos ramos devem-se ao fato de que grande parte do peso seco dessa fração de serapilheira corresponde à parede celular, pobre em nutrientes (VENEKLAAS, 1991), pelo fato de serem órgãos mais lenhosos e menos ativos bioquimicamente, acumulando mais compostos de carbono lignificados e, portanto, reduzindo a concentração dos nutrientes.

O teor de C mais baixo na fração miscelânea (MI) comparativamente às frações foliares (FR e FD) decorre do fato que estas duas frações menos decompostas devem ainda possuir compostos mais solúveis, como açúcares, amidos e proteínas, que ao longo do tempo são liberados da fitomassa, seja por processos físicos ou pelos organismos decompositores (SCHEER, 2008; PROTIL et al., 2009).

Assim como o carbono, o N pode ser perdido da serapilheira por processos físico-químicos, via degradação das proteínas em compostos nitrogenados solúveis (LARCHER, 2000). Há também a estratégia da planta em redistribuir o N para outros tecidos vegetais antes da abscisão foliar, sendo que esta redistribuição interna pode ser bastante expressiva (PROTIL et al., 2009). Os tecidos vegetais senescentes, principalmente folhas, chegam ao solo com boa parte do N em formas mais solúveis, o que facilita a sua perda e também o consumo deste pela biota do solo. Isso explica os menores teores de N nos tecidos mais decompostos como a fração miscelânea. Assim, maiores teores de N e menor relação C:N implicam em maior velocidade de decomposição da serapilheira (CUNHA NETO et al., 2013).

O teor de P na serapilheira foi o menor de todos os macronutrientes, o que é um padrão comum em solos intemperizados, com baixo teor desse elemento (MALAVOLTA et al., 1997; SOUZA; DAVIDE, 2001), sendo que o teor foi menor que alguns micronutrientes, como o Mn. A disponibilidade de nutrientes no solo tem um efeito direto na quantidade e composição química da serapilheira (DENT et al., 2006), sendo que os solos de florestas tropicais, muito intemperizados, geralmente apresentam baixa disponibilidade de P (BANIN et al., 2014). Outro fato que explica os baixos teores de P na serapilheira é sua elevada mobilidade na planta, que

favorece sua redistribuição de tecidos velhos ou senescentes para regiões de meristema ativo antes da queda da serapilheira (MALAVOLTA, 1980; SOUZA; DAVIDE, 2001; EPSTEIN; BLOOM, 2006; PROTEL et al., 2009; RAIJ, 2011). Os maiores teores de P encontrados nos órgãos reprodutivos em comparação a outras estruturas vegetativas (LARCHER, 2000) explicam-se pelo fato de que o P faz parte de compostos orgânicos como nucleotídeos, fosfoproteínas, lecitina e fitina (TAIZ; ZEIGER, 2004), e alguns desses compostos são importantes em processos relacionados à floração e frutificação. Assim, mesmo após a queda dessas estruturas reprodutivas, o teor de P nessa fração é relativamente maior que nas demais frações de serapilheira.

Os teores de K foram relativamente menores na serapilheira acumulada, comparativamente à serapilheira depositada, pois o K é um elemento facilmente lixiviado (SCHEER, 2008; ESPIG et al., 2009; DICKOW et al., 2009; MARQUES et al., 2015). O maior teor de K nos órgãos reprodutivos e nas folhas recém depositadas se deve ao fato de que essas frações apresentam menor grau de decomposição, sendo que há uma maior dificuldade de lixiviação do K desse tecidos (WOICIECHOWSKI, 2015). Os baixos teores deste elemento na serapilheira também se explicam pela expressiva redistribuição interna na planta, devido à sua grande mobilidade (PROTEL et al., 2009).

Teores elevados de Ca na serapilheira, em relação a outros macronutrientes, são frequentes em estudos realizados em Floresta Atlântica (BORÉM; RAMOS, 2002; CALDEIRA et al., 2008; ESPIG et al., 2009; PROTEL et al., 2009; DICKOW, 2010; VIERA et al., 2010; BIANCHIN, 2013; SILVA et al., 2013; WOICIECHOWSKI, 2015; SILVEIRA, 2015; SLOBODA et al., 2017), o que se deve em parte à sua baixa mobilidade interna na planta (RAIJ, 2011). O Ca acumula-se preferencialmente nas folhas e cascas (LARCHER, 2000), o que se deve à função estrutural que o elemento ocupa nos tecidos das plantas (MALAVOLTA, 1980). Além disso, a retenção ou acumulação de Ca na serapilheira tem sido atribuída à formação de oxalato de cálcio por certos fungos (SCHEER, 2008; QIU et al., 2012).

O teor de Mg foi maior nas frações foliares e menor nos órgãos reprodutivos, uma vez que sua acumulação, na planta, ocorre preferencialmente nas folhas (LARCHER, 2000). Teores mais elevados de Mg nas folhas também foram observados por Espig et al. (2009) e podem ser explicados pelo fato de que, durante a decomposição da serapilheira, o Mg não é facilmente lixiviado, ao contrário dos

carboidratos solúveis, o que contribui para elevar os teores desses nutrientes por unidade de massa de serapilheira foliar (PROTIL et al., 2009).

O teor de Al foi superior na fração miscelânea, que representa a fração em estágio mais avançado de decomposição. Esse resultado pode indicar a presença de partículas de solo nas frações mais decompostas de serapilheira, em função da atividade da fauna do solo (FERREIRA et al., 2011), uma vez que os teores de Al no solo são relativamente altos. Além disso, à medida que a decomposição ocorre, os compostos facilmente degradáveis da serapilheira são rapidamente liberados, enquanto outros compostos recalcitrantes são perdidos mais lentamente (KEUSKAMP et al., 2013). Assim, o Al fica mais preso na fitomassa em comparação a algumas formas de carbono mais solúveis, que são facilmente perdidas durante o processo de decomposição da serapilheira. Dessa forma, a perda desse carbono, que representa maior parte da massa seca, é proporcionalmente maior que a de Al, aumentando a concentração do elemento nos tecidos mais decompostos.

O mesmo efeito acontece para a maioria dos micronutrientes, como Cu, Fe, Mn e Zn, o que justifica os maiores teores desses elementos nas frações mais decompostas, uma vez que, em geral, a redistribuição interna desses nutrientes é ruim (LARCHER, 2000). Os teores de Mn foram relativamente altos, sendo que em alguns casos superiores ao teor de P, que é um macronutriente. O teor de Fe foi alto na miscelânea, especialmente na serapilheira acumulada, o que se deve provavelmente ao elevado teor desse elemento no solo (VIERA; SCHUMACHER, 2010), sendo que a contaminação da serapilheira com partículas de solo pode ser uma justificativa para explicar a maior concentração de Fe na serapilheira acumulada (CALDEIRA et al., 2008). Esses valores elevados de concentração do Mn e Fe na serapilheira foram observados em outros estudos (CALDEIRA et al., 2008; DICKOW, 2010; BIANCHIN, 2013; WOICIECHOWSKI, 2015; SILVEIRA, 2015; SLOBODA et al., 2017). O B teve seus maiores teores na fração FR, o que se justifica pela sua elevada solubilidade, responsável pelos teores mais baixos nas frações em estágio mais avançado de decomposição.

3.2 APORTE E ESTOQUE DE NUTRIENTES NA SERAPILHEIRA

O aporte anual de macronutrientes nas frações de serapilheira depositada se deu na sequência C>N>Ca>Mg≈K>Al>P, enquanto para os micronutrientes a

sequencia de aporte foi $Mn > Fe > Zn \approx B > Cu$ (TABELA 10). O estoque médio de macronutrientes nas frações de serapilheira acumulada se deu na sequência $C > N > Ca > Al > Mg > K > P$, enquanto para os micronutrientes a sequencia foi $Fe > Mn > Zn > B > Cu$. Maior aporte e estoque de Ca em relação ao N e demais nutrientes também foi verificado por Diniz et al. (2015) em áreas de Floresta Atlântica em estágio avançado no RJ.

A quantidade de nutrientes aportada na serapilheira depositada foi maior que o estoque médio de nutrientes na serapilheira acumulada, com exceção do Al, Fe e Zn. O acúmulo médio estacional de serapilheira sobre o solo é menor que a quantidade anual depositada, sendo que os teores dos nutrientes na serapilheira acumulada são geralmente menores que na serapilheira depositada, em virtude do estágio mais avançado de decomposição, o que justifica os menores valores de nutrientes estocados. Essa diferença é menor nas parcelas mais altas do gradiente, onde os valores do estoque médio de nutrientes na serapilheira acumulada são mais próximos aos valores anuais aportados via serapilheira depositada. Isso se deve à menor decomposição de serapilheira nas parcelas mais elevadas, onde o tempo de renovação da serapilheira é maior, em consequência da menor temperatura nesse local, que limita a decomposição da serapilheira (KATAYAMA; AIBA, 2002).

O aporte de nutrientes diferiu entre as áreas apenas para o Cu, sendo inversamente proporcional à altitude. No entanto, há uma tendência de aumento no aporte de C, N, Ca, Mn e Fe com o aumento da altitude (TABELA 8), devido sobretudo à maior deposição de serapilheira na parcela P9_{470m}. Os demais nutrientes da serapilheira depositada apresentaram tendência de diminuição dos teores nas parcelas de menor altitude. O estoque médio de nutrientes na serapilheira acumulada aumentou de forma proporcional à altitude para o C, N, Ca, Al e Zn, sendo que para os demais nutrientes, não houve diferença estatística significativa entre as áreas, apesar de maiores valores estocados na parcela P9_{470m}.

TABELA 10 - APORTE ANUAL E ESTOQUE MÉDIO ESTACIONAL DE NUTRIENTES NA SERAPILHEIRA DEPOSITADA E ACUMULADA EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSE EM ANTONINA, PR.

APORTE DE NUTRIENTES NA SERAPILHEIRA DEPOSITADA																								
Área	C		N		P		K		Ca		Mg		Al		B		Cu		Fe		Mn		Zn	
kg ha ⁻¹g ha ⁻¹													
P3 _{30m}	2375,5	a	91,1	a	4,5	a	22,0	a	46,6	a	19,3	a	13,0	a	127,0	a	69,7	a	961,6	a	3731,1	a	138,7	a
P5 _{90m}	2356,6	a	92,1	a	4,4	a	22,5	a	65,3	a	16,6	a	6,4	a	113,6	a	52,4	b	727,0	a	3110,9	a	142,7	a
P7 _{190m}	2416,8	a	89,3	a	3,7	a	18,9	a	56,9	a	15,0	a	7,0	a	142,8	a	55,9	ab	791,7	a	3335,0	a	137,1	a
P9 _{470m}	2662,0	a	110,9	a	4,4	a	19,5	a	63,9	a	17,7	a	9,5	a	167,7	a	41,9	b	820,3	a	3943,3	a	122,4	a
ACÚMULO DE NUTRIENTES NA SERAPILHEIRA ACUMULADA																								
Área	C		N		P		K		Ca		Mg		Al		B		Cu		Fe		Mn		Zn	
kg ha ⁻¹g ha ⁻¹													
P3 _{30m}	1026,2	ab	40,3	b	1,9	a	5,8	a	27,0	b	9,7	a	26,8	b	57,4	a	40,2	a	7055,4	a	2804,4	a	86,6	b
P5 _{90m}	812,0	b	36,5	b	1,6	a	4,2	a	28,1	ab	5,9	a	22,4	b	39,8	a	28,1	a	5581,9	a	1598,4	a	75,8	b
P7 _{190m}	1245,2	ab	51,5	ab	1,8	a	6,6	a	35,8	ab	8,1	a	23,9	b	76,6	a	39,1	a	5054,3	a	2258,7	a	108,9	ab
P9 _{470m}	1692,6	a	80,4	a	2,7	a	6,0	a	48,5	a	9,6	a	52,8	a	86,2	a	44,2	a	9112,7	a	2851,2	a	172,5	a

FONTE: O autor (2017). Médias seguidas da mesma letra minúscula na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. O aporte e estoque de C e N são subestimados, pois consideram apenas as frações folhas e miscelânea (cerca de 79% da serapilheira total depositada), no caso do aporte, e folhas recém depositadas, folhas decompostas e a miscelânea, para o estoque (aproximadamente 70% da serapilheira média acumulada).

Para o C e N, os valores de aporte foram menores quando comparados a outro estudos em Floresta Atlântica, uma vez que só foram calculados o aporte das folhas e da miscelânea, que representam cerca de 80% da serapilheira total depositada (BIANCHIN, 2013; WOICIECHOWSKI, 2015; SLOBODA et al., 2017). O aporte dos micronutrientes Mn e Fe foi relativamente elevado, o que foi observado em outros estudos realizados em Floresta Atlântica (PINTO; MARQUES, 2003; DICKOW, 2010; BIANCHIN, 2013; WOICIECHOWSKI, 2015).

O estoque médio estacional de nutrientes na serapilheira acumulada foi menor que o aporte anual para a maioria dos nutrientes, especialmente para aqueles nutrientes mais facilmente lixiviados, como o K (SCHEER, 2008; DICKOW et al., 2009; ESPIG et al., 2009; MARQUES et al., 2015). À medida que a serapilheira começa a sofrer o processo de decomposição, os nutrientes vão aos poucos sendo mineralizados e incorporados ao solo e, conseqüentemente, ocorre à disponibilização para as plantas (CALDEIRA et al., 2013).

Como exceção, os estoques médios de Al, Fe e Zn (nas parcelas P7_{190m} e P9_{470m}) foram maiores que o aporte anual. Elevados valores de Al, Mn e, especialmente, Fe estocados na serapilheira acumulada também podem ser decorrentes das altas concentrações desses elementos no solo, em função da contaminação por partículas de solo aderidas à serapilheira acumulada em avançado processo de decomposição (VIERA et al., 2010; VIERA; SCHUMACHER, 2010). Esse processo de mistura das partículas de solo com as frações de serapilheira mais decompostas, também conhecido como bioturbação, é resultado da atividade da fauna do solo, especialmente formigas (MILANEZ, 2013), minhocas e térmitas (FERREIRA et al., 2011), e contribui para o retorno e incorporação de nutrientes ao solo.

4 CONCLUSÕES

Houve influência do gradiente altitudinal nos teores de nutrientes na serapilheira depositada, sendo que os teores de P, K, Cu e Zn diminuíram com o aumento da altitude, comportamento inverso ao B, Ca e Mg, que aumentaram nas parcelas mais altas. Na serapilheira acumulada, houve diferença entre as áreas para o K, Ca, Mg, B e Cu: os teores de K, Mg e Cu diminuíram com o aumento da altitude, enquanto os teores de B e Ca não apresentaram tendência definida.

Na serapilheira depositada, o aporte de C, N, Ca, Mn e Fe aumentou ao longo do gradiente altitudinal, em função da maior deposição de serapilheira nas parcelas mais altas. Os demais nutrientes apresentaram diminuição do aporte com o aumento da altitude. Para a serapilheira acumulada, o estoque de todos os nutrientes apresentou tendência de aumento com o gradiente altitudinal, em função do maior acúmulo de serapilheira também na parcela mais elevada.

Os teores e aporte de nutrientes na serapilheira depositada foram maiores que na serapilheira acumulada, devido principalmente ao estágio de decomposição mais avançado das frações de serapilheira acumulada.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AERTS, R.; CHAPIN, F. S. The mineral nutrition of wild plants revisited: re-evaluation of processes and patterns. In: FITTER, A. H.; RAFFAELLI, D. G. (Ed). **Advances in Ecological Research**. San Diego: Academic Press, 2000. p 1-67.

BANIN, L.; LEWIS, S. L.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; BAKER, T. R.; QUESADA, C. A.; CHAO, K. J.; BURSLEM, D. F. R. P.; NILUS, R.; SALIM, K. A.; KEELING, H. C.; TAN, S.; DAVIES, S. T.; MENDOZA, A. M.; VASQUEZ, R.; LLOYD, J.; NEILL, D. A.; PITMAN, N.; PHILLIPS, O. L. Tropical forest wood production: a cross-continental comparison. **Journal of Ecology**, v.102, 1025-1037, 2014.

BIANCHIN, J. E. **Aporte de fitomassa e nutrientes em florestas secundárias da Mata Atlântica no litoral do Paraná**. Curitiba, 102 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

BORÉM, R. A. T.; RAMOS, D. P. Variação estacional e topográfica de nutrientes na serapilheira de um fragmento de Mata Atlântica. **Cerne**, v.8, n.2, p.42-59, 2002.

BRITEZ, R. M.; SANTOS FILHO, A.; REISSMANN, C. B.; SILVA, S. M.; ATHAYDE, S. F.; LIMA, R. X.; QUADROS, R. M. B. Ciclagem de nutrientes minerais em duas florestas da planície litorânea da Ilha do Mel, Paranaguá, PR. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, p.625-634, 1997.

CALDEIRA, M. V. W.; SILVA, R. A.; KUNZ, S. H.; ZORZANELLI, J. P. F.; CASTRO, K. C.; ODINHO, T. O. Biomassa e nutrientes da serapilheira em diferentes coberturas florestais. **Comunicata Scientiae**, v.4, n.2, p. 111-119, 2013.

CALDEIRA, M. V. W.; VITORINO, M. D.; SCHAADT, S. S.; MORAES, E.; BALBINOT, R. Quantificação de serapilheira e de nutrientes em uma Floresta Ombrófila Densa. **Semina: Ciências Agrárias**, v.29, n.1, p.53-68, 2008.

CALVI, G. P.; PEREIRA, M. G.; ESPÍNDULA JÚNIOR, A. Produção de serapilheira e aporte de nutrientes em áreas de Floresta Atlântica em Santa Maria de Jetibá, ES. **Ciência Florestal**, v.19, n.2, p.131-138, 2009.

CUNHA NETO, F. V.; LELES, P. S. S.; PEREIRA, M. G.; BELLUMATH, V. G. H.; ALONS, J. M. Acúmulo e decomposição da serapilheira em quatro formações florestais. **Ciência Florestal**, v.23, n.3, p.379-387, 2013.

DENT, D. H.; BAGCHI, R.; ROBINSON, D.; MAJALAP-LEE, N.; BURSLEM, D. F. R. P. Nutrient fluxes via litterfall and leaf litter decomposition vary across a gradient of soil nutrient supply in a lowland tropical rain forest. **Plant and Soil**, v.288, n.1, p.197-215, 2006.

DICKOW, K. M. C.; MARQUES, R.; PINTO, C. B.; HÖFER, H. Produção de serapilheira em diferentes fases sucessionais de uma Floresta Atlântica secundária, em Antonina, PR. **Cerne**, v.18, n.1, p.75-86, 2012.

DICKOW, K. M. C. **Ciclagem de fitomassa e nutrientes em sucessão secundária na Floresta Atlântica, Antonina, PR**. Curitiba, 215 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

DICKOW, K. M. C.; MARQUES, R.; PINTO, C. B. Lixiviação de nutrientes da serapilheira recém depositada em sucessão ecológica na Floresta Atlântica, litoral do Paraná. **Floresta**, v.39, n.1, p.145-156, 2009.

DINIZ, A. R.; MACHADO, D. L.; PEREIRA, M. G.; BALIEIRO, F. C.; MENEZES, C. E. G. Biomassa, estoques de carbono e de nutrientes em estádios sucessionais da Floresta Atlântica, RJ. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.10, n.3, p.443-451, 2015.

EPSTEIN, E.; BLOOM, A. J. **Nutrição mineral de plantas: princípios e perspectivas**. Londrina: Planta, 2006. 403 p. 3 ed.

ESPIG, S. A.; FREIRE, F. J.; MARANGON, L. C.; FERREIRA, R. L. C.; FREIRE, M. B. G. S.; ESPIG, D. B. Sazonalidade, composição e aporte de nutrientes da serapilheira em fragmento de Mata Atlântica. **Revista Árvore**, v.33, n.5, p.949-956, 2009.

FERREIRA, E. V. O.; MARTINS, V.; INDA-JUNIOR, A. V.; GIASSON, E.; NASCIMENTO, P. C. Ação dos térmitas no solo. **Ciência Rural**, v.41, n.5, p.804-811, 2011.

FERREIRA, M. L.; SILVA, J. L.; PEREIRA, E. L.; LAMANO-FERREIRA, A. P. N. Litter fall production and decomposition in a fragment of secondary Atlantic Forest of São Paulo, SP, Southeastern Brazil. **Revista Árvore**, v.38, n.4, p.591-600, 2014.

FOSTER, N. W.; BHATTI, J. S. Forest ecosystems: Nutrient cycling. In: LAL, R.; ed. **Encyclopedia of soil science**. New York: Taylor & Francis Group, 2006. p.718-21.

GOLLEY, F. B.; MCGINNIS, J. T.; CLEMENTS, R. G.; CHILD, G. I.; DUEVER, M. J. **Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida**. São Paulo: EDUSP, 1978. 256 p.

KEUSKAMP, J. A.; DINGEMANS, B. J. J.; LEHTINEN, T.; SARNEEL, J. M.; HEFTING, M. A. Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. **Methods in Ecology and Evolution**, v.4, n.11, p.1070-1075, 2013.

KITAYAMA, K.; AIBA, S. Ecosystem structure and productivity of tropical rain forests along altitudinal gradients with contrasting soil phosphorus pools on Mount Kinabalu, Borneo. **Journal of Ecology**, v.90, p.37-51, 2002.

LACLAU, J. P.; TOUTAIN, F.; M'BOU, A. T.; ARNAUD, M.; JOFFRE, R.; RANGER, J. The function of the superficial root mat in the biogeochemical cycles of nutrients in Congolese Eucalyptus Plantations. **Annals of Botany**, v.93, p.249-261, 2004.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: RiMa, 2000. 531 p.

MALAVOLTA, E.; VITTI, C. G.; OLIVEIRA, A. C. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319 pg. 2. ed.

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1980. 251p.

MARQUES, R.; PIAZZA, G. E.; BLUM, H.; PINTO, C. B.; BIANCHIN, J. E.; DALMASO, C. D.; DICKOW, K. M. C. Contribuição da precipitação interna para o aporte de nutrientes em estágios sucessionais da Floresta Atlântica no Paraná. **Scientia Agraria**, v.16, n.4, p.80-95, 2015.

MARTINS, A. P. L.; REISSMANN, C. B. Material vegetal e as rotinas laboratoriais nos procedimentos químico-analíticos. **Scientia Agraria**, v.8, n.1, p.1-17, 2007.

MARTINS, K. G. **Deposição e decomposição de serapilheira em uma Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas sobre solos hidromórficos na Estação Ecológica da Ilha do Mel - PR**. Curitiba, 142 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

METCALFE, D. B.; FISHER, R. A.; WARDLE, D. A. Plant communities as drivers of soil respiration: pathways, mechanisms, and significance for global change. **Biogeosciences**, v.8, p.2047-2061, 2011.

MILANEZ, C. B. C. **Avaliação da degradação ambiental das Veredas Três Marias com base na caracterização de solos e na Fauna de Formigas**. Ouro Preto, 164 p. Tese (Doutorado em Evolução Crustal e Recursos Naturais) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2013.

OSTERTAG, R.; MARÍN-SPIOTTA, E.; SILVER, w. I.; SCHULTEN. Litterfall and decomposition in relation to soil carbon pools along a secondary forest chronosequence in Puerto Rico. **Ecosystems**, v.11, p.701-714, 2008.

PINTO, C. B.; MARQUES, R. Aporte de nutrientes por frações da serapilheira em sucessão ecológica de um ecossistema da Floresta Atlântica. **Floresta**, v.33, n.3, p.257-264, 2003.

PIRES, L. A.; BRITEZ, R. M.; MARTEL, G.; PAGANO, S. N. Produção, acúmulo e decomposição da serapilheira em uma restinga da Ilha do Mel, Paranaguá, PR, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v.20, n.1, p.173-184, 2006.

PROTIL, C. Z. MARQUES, R.; PROTIL, R. M. Variação sazonal e redistribuição de bioelementos de quatro espécies arbóreas em três tipologias florestais da Floresta Atlântica do Paraná. **Floresta**, v.39, n.3, p.699-717, 2009.

QIU, S.; MCCOMB, A. J.; BELL, R.W. Leaf litter decomposition and nutrient dynamics in woodland and wetland conditions along a forest to wetland hillslope. **ISRN Soil Science**, v.2012, p.1-8, 2012.

RAIJ, B. V. **Fertilidade do solo e manejo de nutrientes**. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2011. 420 p.

ROCHA, A. A. **Deposição de fitomassa e nutrientes, acumulação e decomposição de serapilheira em três tipologias da Floresta Atlântica, Paranaguá, PR**. Curitiba, 125 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

SCHEER, M. B. Decomposição e liberação de nutrientes da serapilheira foliar em um trecho de floresta Ombrófila Densa Aluvial em regeneração, Guaraqueçaba (PR). **Floresta**, v.38, n.2, p.253-266, 2008.

SCORIZA, R. N.; PEREIRA, M. G.; PEREIRA, G. H. A.; MACHADO, D. L.; SILVA, E. R. Métodos para coleta e análise de serrapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. **Floresta e Ambiente**, v.2, n.2, p.1-18, 2012.

SILVA, A. G.; GONÇALVES, M. A. M.; REIS, E. F. Decomposição e teor de nutrientes da serapilheira foliar em um fragmento de Floresta Atlântica no sul do estado do Espírito Santo. **Ecologia e Nutrição Florestal**, v.1, n.2, p.63-71, 2013.

SILVA, F. S.; AZEVEDO, C. A. V. Versão do programa computacional ASSISTAT para o sistema operacional Windows. **Revista Brasileira de Produtos Industriais**, v.4, n.1, p.71-78, 2002.

SILVEIRA, F. M. **Ciclagem de nutrientes em estágios sucessionais da Floresta Ombrófila Densa do Paraná**. Curitiba, 142 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

SINGH, K. P.; SINGH, P. K.; TRIPATHI, S. K. Litterfall, litter decomposition and nutrient release patterns in four native tree species raised on coal mine spoil at Singrauli, India. **Biol Fertil Soils**, v.29, p.371-378, 1999.

SLOBODA, B.; MARQUES, R.; BLUM, H.; BIANCHIN, J. E.; DONHA, C. G.; SILVEIRA, F. M.; CAPRETZ, R. L. Litterfall and nutrient dynamics in an old-growth Atlantic Rainforest in Brazil. **Floresta e Ambiente**, 2017, in press.

SOUZA, J. A.; DAVIDE, A. C. Deposição de serapilheira e nutrientes em uma mata não minerada e em plantações de bracatinga (*Mimosa scabrella*), eucalipto (*Eucalyptus saligna*) em áreas de mineração de bauxita. **Cerne**, v.7, n.1, p.101-113, 2001.

STARK, N. M.; JORDAN, C. F. Nutrient retention by the root mat of an Amazonian Rain Forest. **Ecology**, v.59, n.3, p.434-437, 1978.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**. Porto Alegre: Artmed, 2004. 559 p. 3. ed.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. P. **Fundamentos em Ecologia**. Porto Alegre: Editora ARTMED, 2006. 592 p. 2.ed.

VENEKLAAS, E. J. Litterfall and Nutrient Fluxes in Two Montane Tropical Rain Forests, Colombia. **Journal of Tropical Ecology**, v.7, n.3, p.319-336, 1991.

VIERA, M.; SCHUMACHER, M. V. Teores e aporte de nutrientes na serapilheira de *Pinus taeda* L., e sua relação com a temperatura do ar e pluviosidade. **Revista Árvore**, v.34, n.1, p.85-94, 2010.

VIERA, M.; CALDATO, S. L.; ROSA, S. F.; KANIESKI, M. R.; ARALDI, D. B.; SANTOS, S. R.; SCHUMACHER, M. V. Nutrientes na serapilheira em um fragmento de Floresta Estacional Decidual, Itaara, RS. **Ciência Florestal**, v.20, n.4, p.611-619, 2010.

VILLELA, D. M.; DE MATTOS, E. A.; PINTO, A. S.; VIEIRA, S. A.; MARTINELLI, L. A. Carbon and nitrogen stock and fluxes in coastal Atlantic Forest of southeast Brazil: potential impacts of climate change on biogeochemical functioning. **Brazilian Journal of Biology**, v.72, n.3, p.633-642, 2012.

WOICIECHOWSKI, T. **Ciclagem de fitomassa e nutrientes na Floresta Ombrófila Densa Submontana no litoral do Paraná**. Curitiba, 133 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

XU, S.; LIU, L.; SAYER, E. J. Variability of above-ground litter inputs alters soil physicochemical and biological processes: a meta-analysis of litterfall-manipulation experiments. **Biogeosciences**, v.10, p.7423-7433, 2013.

CAPÍTULO 4

RELAÇÃO ENTRE OS PARÂMETROS QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS DO SOLO EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL NA FLORESTA ATLÂNTICA DO PARANÁ

RESUMO

Os parâmetros microbiológicos do solo fornecem informações indiretas sobre a atividade microbiana do solo, a qual, por sua vez, se relaciona com a decomposição da serapilheira e com a ciclagem de nutrientes. Como depende de vários fatores relacionados à vegetação, disponibilidade de nutrientes e fatores climáticos, a atividade microbiana tende a variar ao longo de um gradiente altitudinal. Assim, este trabalho buscou avaliar os parâmetros microbiológicos do solo em um gradiente altitudinal de Floresta Ombrófila Densa em Antonina, no estado do Paraná, associando-os aos parâmetros químicos do solo, à disponibilidade de nutrientes na serapilheira acumulada. Os parâmetros microbiológicos considerados foram o carbono da biomassa microbiana (CBM), o nitrogênio microbiano (N_{mic}), a relação C:N da biomassa microbiana (CBM: N_{mic}), a respiração basal do solo (RBS) e o quociente metabólico (qCO_2), que foram obtidos de amostras de solo coletadas em quatro estações do ano, nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm, em 4 áreas de floresta ao longo de um gradiente de altitude. O CBM e o N_{mic} foram determinados pelo método de irradiação/extração e a RBS foi determinada por meio da emissão de CO_2 de amostras de solo incubadas em laboratório. Utilizou-se os parâmetros químicos do solo e a quantidade de nutrientes na serapilheira acumulada como variáveis ambientais para explicar a variação nos atributos microbiológicos do solo ao longo do gradiente altitudinal. Os parâmetros microbiológicos do solo apresentaram resposta linear ao gradiente altitudinal, sendo que o CBM, a relação CBM: N_{mic} e a RBS na camada superficial do solo aumentaram com o aumento da altitude, enquanto a RBS na camada subsuperficial, o N_{mic} e o qCO_2 diminuíram com o aumento da altitude. A atividade microbiológica foi mais intensa na camada superficial do solo para a maioria dos parâmetros avaliados. Os maiores valores dos parâmetros foram observados no outono e inverno, o que reflete o maior acúmulo de serapilheira nessas estações. O aporte de nutrientes na serapilheira acumulada e os parâmetros químicos do solo influenciaram os parâmetros microbiológicos do solo, sendo que a diferenciação das parcelas foi mais evidente na camada superficial do solo, onde a parcela com maior altitude diferenciou-se das demais.

Palavras-chave: Floresta Ombrófila Densa, atividade microbiológica, biomassa microbiana, respiração basal do solo.

1 INTRODUÇÃO

As comunidades microbianas do solo são determinantes nos ciclos biogeoquímicos globais, pois atuam em processos ecossistêmicos como a

decomposição da matéria orgânica, o sequestro de carbono no solo e a ciclagem de nutrientes (MOOSHAMMER et al., 2014), que nos últimos tempos têm tido destaque em relação às mudanças climáticas globais, especialmente em ecossistemas tropicais, que possuem climas mais quentes e são sumidouros importantes e fonte de carbono atmosférico (JEYANNY et al., 2015). A respiração do solo representa o segundo maior fluxo de CO₂ da biosfera terrestre, o que faz com que pequenas alterações na respiração do solo alterem significativamente as emissões de CO₂ atmosféricos (REICHSTEIN; BEER, 2008).

A matéria orgânica do solo é essencial para a manutenção dos processos biológicos que nele ocorrem. É constituída por organismos vivos, por restos de culturas, raízes e animais mortos e pelos produtos da decomposição destes organismos, sendo que os estoques de matéria orgânica nos solos resultam do equilíbrio entre entradas e saídas de carbono da camada superficial do solo (MARQUES, 2006), sendo as entradas representadas pelo aporte de serapilheira e detritos de raízes, e as saídas expressas principalmente pela emissão de dióxido de carbono da superfície do solo (DAVIDSON; JANSSENS, 2006). O conjunto serapilheira-solo não só representa fonte de carbono e energia para os organismos do solo, como também é o habitat onde todas as ações dos organismos ocorrem (PEÑA et al., 2005), sendo que a matéria orgânica do solo é fonte de energia para micro-organismos e nutrientes para plantas (LACLAU et al., 2004).

A biomassa microbiana do solo (BMS) representa o compartimento central do ciclo do carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre no solo, podendo funcionar, além de compartimento de reserva desses nutrientes, como catalisador na decomposição da matéria orgânica (SOUZA et al., 2010). Por ser o principal componente da matéria orgânica viva do solo, é um indicador de alterações e de qualidade do solo pois responde rapidamente a mudanças no solo pelas alterações no manejo (SILVA et al., 2012; DINIZ et al., 2013). Além disso, a biomassa microbiana representa um importante compartimento lábil da matéria orgânica do solo, que por ser a fração mais ativa da matéria orgânica, é essencial à rápida ciclagem de nutrientes e à dinâmica das demais frações da matéria orgânica do solo (GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008; SOUZA et al., 2010).

A BMS responde intensamente às flutuações sazonais de umidade e temperatura (MONTEIRO; GAMA-RODRIGUES, 2004), à disponibilidade de nutrientes minerais e ao C orgânico do solo (SOUZA et al., 2010). Além dos fatores

ambientais, a quantidade e a qualidade dos resíduos vegetais depositados sobre o solo podem alterar consideravelmente a atividade e a BMS (SOUZA et al., 2010). Parte do carbono da serapilheira em decomposição permanece no solo, sendo incorporado pelos micro-organismos após a sua decomposição (MOOSHAMMER et al., 2014). Assim, a comunidade microbiana do solo é fundamental em qualquer ecossistema, porque participa na decomposição de matéria orgânica e na ciclagem de nutrientes, influenciando as propriedades químicas e físicas do solo e, consequentemente, a produtividade primária (PEREIRA et al., 2013).

As emissões de carbono do ecossistema basicamente são determinadas pelo equilíbrio entre a produção primária e a respiração (KEUSKAMP et al., 2013), sendo que o carbono da matéria orgânica em decomposição é liberado para a atmosfera como CO₂ respirado (DIDION et al., 2016). Diversos fatores do ambiente influenciam diretamente a liberação de CO₂ do solo para a atmosfera, como insolação, temperatura, umidade e precipitação e características do solo, como pH, textura, porosidade e profundidade (HOLANDA et al., 2015). O aumento da produção de CO₂ nos solos deriva da respiração das raízes e da decomposição microbiana da matéria orgânica, sendo altamente dependente da temperatura (DAVIDSON; JANSSENS, 2006; SOUSA NETO et al., 2011).

Entre os fatores bióticos que controlam a respiração do solo, a composição de espécies vegetais pode ser determinante, diretamente devido ao aporte de carbono no solo, ou indiretamente, por alterar o microclima (SILVA et al., 2016). Os mecanismos nos quais as plantas afetam a respiração basal são relacionados à alocação de carbono subterrâneo, propriedades da serapilheira e microclima acima do solo (METCALFE et al., 2011). A qualidade e quantidade da matéria orgânica sobre o solo também possuem influência direta na liberação de CO₂ das camadas superficiais do solo para a atmosfera (PEÑA et al., 2005; HOLANDA et al., 2015).

Ao longo de um gradiente altitudinal são esperadas variações na atividade microbiológica do solo, como resposta às variações ambientais. A umidade e temperatura do solo e da atmosfera diminuem com o aumento da altitude na Floresta Atlântica (SOUSA NETO et al., 2011; BLUM et al., 2011; MARTINELLI et al., 2017), influenciando na atividade microbiana do solo e em parâmetros biológicos condicionados pela temperatura, como o carbono microbiano e a respiração basal do solo (REICHSTEIN; BEER, 2008; SOUSA NETO et al., 2011). Assim, espera-se

que áreas de menor altitude apresentem maior atividade microbiana que áreas mais elevadas.

A comunidade microbiana do solo é afetada pelos parâmetros físicos e químicos do solo (PEREIRA et al., 2013), que variam ao longo do gradiente altitudinal. Os organismos do solo que atuam na decomposição da serapilheira são controlados pela composição química dessa serapilheira, que, por sua vez, é condicionada ao clima, sendo que a atividade microbiana está intimamente relacionada à qualidade do recurso (AERTS; CHAPIN, 2000). Dessa forma, variações na quantidade e nos parâmetros químicos da serapilheira e do solo ao longo de um gradiente altitudinal induzem a variações nos parâmetros biológicos do solo, os quais apresentam variação ao longo de um gradiente altitudinal.

Assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar as relações entre os parâmetros microbiológicos e as características químicas do solo e da serapilheira acumulada em um gradiente altitudinal de Floresta Ombrófila Densa em Antonina, PR. Buscou-se esclarecer as seguintes questões: (a) Os parâmetros microbiológicos do solo (CBM, N_{mic} , relação CBM: N_{mic} , RBS e qCO_2) apresentam variação em florestas de diferentes altitudes? b) Os parâmetros microbiológicos do solo apresentam variação em diferentes profundidades? c) Os parâmetros microbiológicos do solo apresentam variação ao longo das estações do ano? d) A disponibilidade de nutrientes na serapilheira acumulada e os parâmetros químicos do solo influenciam os parâmetros microbiológicos do solo?

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 COLETA, PROCESSAMENTO E ANÁLISES QUÍMICAS DO SOLO

A coleta do solo foi realizada em 6 pontos ao longo do corredor central, a cada 50 metros, sendo que a metodologia de coleta e análises laboratoriais foi seguida conforme descrito no item 5.3 do Capítulo 1. Nesse trabalho, foram considerados apenas os parâmetros químicos das camadas de 0-5 e 5-10 cm, os quais foram correlacionados com os parâmetros microbiológicos do solo.

2.2 COLETA E PROCESSAMENTO DO SOLO PARA ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS

O solo para as análises microbiológicas foi coletado em quatro estações do ano: a primeira coleta foi realizada em 14/07/2015, referente ao final do outono; a coleta do final do inverno foi feita em 07/10/2015; a terceira coleta foi realizada em 15/01/2016, referente à primavera; e a última coleta realizada em 15/04/2016, referente ao final do verão. Foi realizada coleta em duas profundidades: na camada de 0 a 5 cm e na camada de 5 a 10 cm, considerando-se apenas o horizonte mineral. O solo foi coletado nos mesmos locais onde houve a coleta da serapilheira acumulada, seguindo-se o mesmo processo de espacialização dos pontos de amostragem (FIGURA 8).

O procedimento de coleta consistiu na retirada de um bloco quadrado de solo, com uma pequena pá (FIGURA 18-A), sendo nesse bloco separadas as camadas de solos nas profundidades consideradas. Após a separação das amostras, o solo foi peneirado com peneira de 4 mm, sendo posteriormente acondicionado em sacos plásticos (FIGURA 18-B). As amostras de solo seguiram então para o Laboratório de Biogeoquímica, onde foram armazenadas em refrigerador à temperatura de 5 °C, para tentar manter as suas características preservadas até serem processadas.

FIGURA 18 – COLETA DE UM BLOCO DE SOLO (A) E MATERIAL UTILIZADO NA COLETA DE SOLO (B) PARA AS ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS.



FONTE: O autor (2017).

Em laboratório, determinou-se a umidade gravimétrica das amostras de acordo com a metodologia da EMBRAPA (DONAGEMA et al., 2011), cujo princípio

baseia-se na determinação da percentagem do peso da amostra que corresponde à água (Equação 6).

Equação 6

$$U_g = \frac{MU - MS}{MS} \times 100$$

Onde: U_g = umidade gravimétrica do solo (g g^{-1} , ou %); MU = massa úmida de solo (g); MS = massa seca de solo (g).

2.3 CARBONO DA BIOMASSA MICROBIANA E NITROGÊNIO MICROBIANO

A determinação do carbono da biomassa microbiana (CBM) e do nitrogênio microbiano (N_{mic}) foi realizada de acordo com a metodologia de irradiação e extração descrita por Ferreira et al. (1999), por ser mais precisa que a metodologia de fumigação com clorofórmio (FERREIRA et al., 1999; MOURA, 2007), além de não gerar resíduos tóxicos, pois a liberação do carbono e nitrogênio do citoplasma das células dos micro-organismos se dá pelo calor ou fricção gerados no interior das células (ISLAN; WEIL, 1998). O princípio de quantificação do carbono da biomassa microbiana e do nitrogênio microbiano baseia-se no uso de amostras de solo pareadas, sendo que uma das amostras é submetida a algum processo de eliminação dos micro-organismos do solo (irradiação por micro-ondas, no caso desse estudo), liberando o material citoplasmático desses micro-organismos para a solução do solo (JENKINSON; POWLSON, 1976; ISLAM; WEIL, 1998; FERREIRA et al., 1999), enquanto a outra amostra não passa por esse processo. A quantificação do carbono e o nitrogênio se dá, então, pela diferença dos teores de carbono e nitrogênio total entre as duas amostras.

No laboratório, de cada amostra de solo foram pesadas duas alíquotas de cerca de 40 g, as quais foram colocadas em recipiente plástico. Destas, uma alíquota foi submetida à irradiação por 120 segundos em forno micro-ondas Sanyo Prosdócimo EM 9003 B, tensão de alimentação 120 V (60 Hz), frequência de micro-ondas de 2.450 MHz e concentração de energia 1,35 kW, enquanto a outra alíquota não foi submetida a esse processo. Posteriormente, foi adicionado 50 mL de solução extratora de K_2SO_4 0,5 mol L^{-1} em cada amostra, seguido de agitação em agitador orbital por 30 minutos a 220 rotações por minuto (rpm), para homogeneização da

amostra (solução extratora + solo). Posteriormente, foi realizada a filtragem da solução do solo utilizando filtro de filtragem rápida, sendo a solução aquosa resultante da filtragem acondicionada em frasco plástico de 50 mL e congelada até a leitura.

Os teores de CBM e o N_{mic} foram determinados em analisador ISO TOC Cube (ELEMENTAR, Alemanha). Após, calculou-se os teores de carbono e nitrogênio nas amostras irradiadas e não irradiadas, considerando-se nesse cálculo o volume de solução extratora utilizada em cada amostra (50 mL) e o peso seco de solo de cada amostra. O cálculo dos teores de carbono da biomassa microbiana (Equação 7) e do nitrogênio microbiano (Equação 8) foi realizado considerando-se a diferença entre o carbono e o nitrogênio das amostras irradiadas com a quantia recuperada nas amostras não irradiadas, utilizando-se em ambos os casos um fator de correção.

Equação 7

$$CBM = \frac{C_{ir} - C_{nir}}{kc}$$

Onde: CBM = carbono da biomassa microbiana (mg C kg^{-1} solo); C_{ir} = teor de carbono da amostra irradiada; C_{nir} = teor de carbono da amostra não irradiada; kc = fator de correção para o carbono, sendo considerado o valor de 0,33 (FERREIRA et al., 1999).

Equação 8

$$N_{mic} = \frac{N_{ir} - N_{nir}}{kn}$$

Onde: N_{mic} = nitrogênio microbiano (mg N kg^{-1} solo); N_{ir} = teor de nitrogênio da amostra irradiada; N_{nir} = teor de nitrogênio da amostra não irradiada; kn = fator de correção para o nitrogênio, sendo considerado o valor de 0,54 (BROOKES et al., 1985; DE-POLLI; GUERRA, 2008).

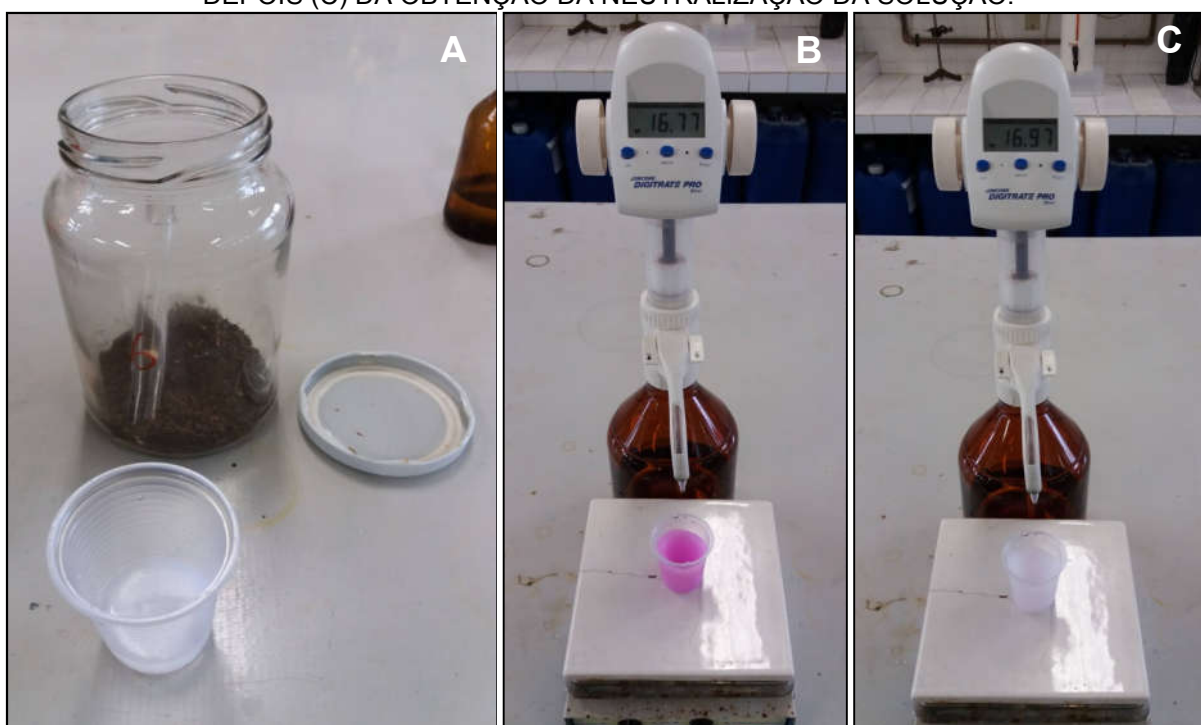
2.4 RESPIRAÇÃO BASAL DO SOLO

A respiração basal do solo (RBS) foi determinada de acordo com a metodologia descrita por Jerkinson e Powlson (1976), que se baseia no princípio da

quantificação do CO_2 , emitido por amostras de solo, retido em hidróxido de sódio (NaOH), após determinado tempo. Os procedimentos laboratoriais utilizados para a determinação da RBS seguiram a metodologia descrita por Silva et al. (2007).

Para determinar a RBS, uma amostra com cerca de 50 g de solo foi colocada em um frasco de vidro de volume de 1 L, no qual foi colocado também um pequeno recipiente plástico contendo 10 mL de NaOH 1 mol L⁻¹, além de um tubo de ensaio contendo água deionizada, a fim de evitar o ressecamento das amostras de solo. Após, os vidros foram fechados hermeticamente, evitando entrada de ar externo ou saída do CO_2 emitido pelas amostras (FIGURA 19-A). As amostras foram então armazenadas por 10 dias em câmara incubadora, com temperatura constante de 25°C. Foram igualmente incubados alguns vidros sem amostras de solo (apenas NaOH), os quais serviram de solução controle (brancos).

FIGURA 19 - ENSAIO DE DETERMINAÇÃO DA RESPIRAÇÃO BASAL DO SOLO: FRASCO COM SOLO, TUBO DE ENSAIO E RECIPIENTE COM NaOH (A); TITULAÇÃO DO NaOH – ANTES (B) E DEPOIS (C) DA OBTENÇÃO DA NEUTRALIZAÇÃO DA SOLUÇÃO.



FONTE: O autor (2017).

Aos 10 dias de incubação, foi determinada a quantidade de CO_2 retida na solução de NaOH, por meio de titulação. Para isso, os vidros com as amostras foram abertos, sendo retirados os recipientes com a solução de NaOH, aos quais adicionaram-se rapidamente 2 mL de cloreto de bário (BaCl_2) 10% (m v⁻¹), para a

precipitação imediata do CO_2 produzido. Após a precipitação do CO_2 , adicionou-se 2 gotas de fenolftaleína 1% (m v^{-1}), que foi utilizada como corante marcador de mudança de pH (FIGURA 19-B). Na sequência, as amostras foram colocadas no agitador magnético, sendo adicionada uma solução de HCl $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ até a obtenção do ponto estequiométrico, que representa a neutralização do pH da solução (FIGURA 19-C).

A respiração basal do solo foi quantificada utilizando a Equação 9, adaptada de Silva et al. (2007).

$$\text{Equação 9} \quad RBS = \frac{(V_b - V_a) \times M \times 6}{\frac{ps}{T}}$$

Onde: RBS = respiração basal do solo ($\text{mg C-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ solo hora}^{-1}$); V_b = volume de ácido utilizado na titulação das amostras controle, sem solo incubado (mL); V_a = volume de ácido utilizado na titulação das amostras (mL); M = molaridade exata do HCl (mol L^{-1}); ps = peso seco do solo (kg); T = tempo de incubação (horas).

2.5 QUOCIENTE METABÓLICO

O quociente metabólico ($q\text{CO}_2$) expressa a razão entre a respiração basal do solo (RBS) por unidade de carbono da biomassa microbiana do solo (CBM), podendo ser utilizado como um sensível indicador de estresse quando o carbono da biomassa microbiana é afetado (SILVA et al., 2007). O cálculo do quociente metabólico foi realizado conforme a Equação 10.

$$\text{Equação 10} \quad q\text{CO}_2 = \frac{RBS}{CBM \times 10^{-3}}$$

Onde: $q\text{CO}_2$ = quociente metabólico ($\text{mg C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ CBM hora}^{-1}$); RBS = respiração basal do solo ($\text{mg C-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ solo hora}^{-1}$); CBM = carbono da biomassa microbiana ($\text{mg C kg}^{-1} \text{ solo}$).

2.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para a comparação dos parâmetros microbiológicos do solo entre as áreas, profundidades e estações do ano, os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e as médias foram comparadas entre si pelo teste de Tukey, considerando o nível de confiança de 95%. Antes da ANOVA, verificou-se a homogeneidade das variâncias dos tratamentos pelo teste de Bartlett; a gaussianidade pelo teste de Shapiro-Wilks e a colinearidade pelo teste de Durbin-Watson. Nos tratamentos onde a homogeneidade das variâncias não foi alcançada, aplicou-se algum tipo de transformação dos dados. Os dados foram analisados de forma fatorial, sendo considerados como fatores as parcelas de estudo (4 áreas) e as estações do ano (4 estações). As profundidades foram analisadas de forma independente, não constituindo um fator. Nos casos onde não houve interação significativa entre os fatores, foi utilizado o delineamento inteiramente casualizado para analisá-los separadamente. A ANOVA e o teste de comparação de médias foram realizados no software Assistat (SILVA; AZEVEDO, 2002).

Para testar a influência do gradiente altitudinal nos parâmetros microbiológicos do solo, utilizou-se regressão linear simples, considerando a altitude das parcelas como variável preditora e os parâmetros microbiológicos do solo como variáveis resposta, em ambas as profundidades de forma independente. As regressões foram realizadas no software STATISTICA versão 10 (STATSOFT, 2011).

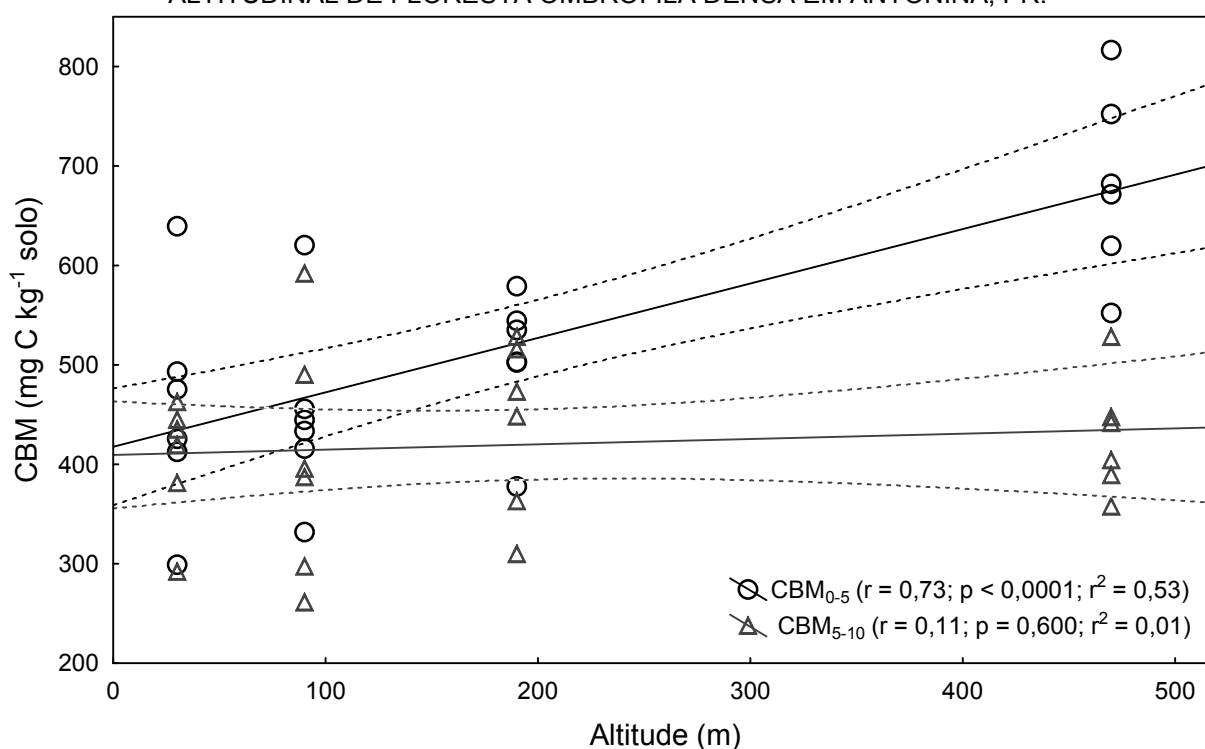
Para testar a influência dos parâmetros químicos do solo e do aporte de nutrientes da serapilheira acumulada sobre os parâmetros microbiológicos - carbono da biomassa microbiana (CBM), nitrogênio microbiano (N_{mic}), relação $CBM:N_{mic}$, respiração basal de solo (RBS) e quociente metabólico (qCO_2) - utilizou-se a análise de redundância (RDA), sendo que entraram no modelo de RDA apenas as variáveis significativas ($p < 0,05$), que foram selecionadas mediante *forward selection*, empregando-se o teste de Monte Carlo com 999 permutações. Utilizou-se o mesmo teste e número de permutações para averiguar a significância das correlações do primeiro e segundo eixos da RDA. As análises multivariadas foram realizadas no programa Canoco 4.5 (TER BRAAK; SMILAUER, 1998).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 CARBONO DA BIOMASSA MICROBIANA, NITROGÊNIO MICROBIANO E RELAÇÃO C:N DA BIOMASSA MICROBIANA

O CBM médio anual do solo foi influenciado pelo gradiente altitudinal (FIGURA 20) somente para as amostras superficiais (0 - 5 cm) do solo ($p < 0,0001$), enquanto na profundidade de 5-10 cm não houve correlação significativa entre a altitude e o CBM ($p = 0,6002$). Na camada superficial do solo, os valores de CBM aumentaram com o aumento da altitude das parcelas, sendo que a amplitude de variação nos valores médios anuais do CBM foi de 446 mg C kg^{-1} solo na parcela P5_{90m} até 688 mg C kg^{-1} solo na parcela P9_{470m}. Já na camada subsuperficial, os valores do CBM mostraram-se mais homogêneos, sem grande variação ao longo do gradiente altitudinal, com amplitude de variação de 406 mg C kg^{-1} solo na P3_{30m} até 437 mg C kg^{-1} solo na parcela P7_{190m}. Entre as profundidades, os valores foram estatisticamente superiores na camada superficial do solo (APÊNDICE 6).

FIGURA 20 - CORRELAÇÃO ENTRE O CARBONO DA BIOMASSA MICROBIANA E O GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.



FONTE: O autor (2017).

Considerado as estações do ano (TABELA 11), não houve interação significativa entre as áreas de estudo e as estações do ano na camada superficial do

solo ($F_{9;80}=1,56$; $p=0,1424$), apesar de que, quando considerados isoladamente os fatores, houve diferenças significativas entre as estações do ano ($F_{3;80}=13,3$; $p<0,0001$) na camada superficial, enquanto em subsuperfícies, não houve interação significativa entre as estações do ano ($F_{9;80}=1,24$; $p=0,2803$), apesar de o teste de comparação de médias indicar diferenças na parcela P3_{30m}.

TABELA 11 - VARIAÇÃO ESTACIONAL DO CARBONO DA BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.

Área	Outono		Inverno		Primavera		Verão		Média
CBM na camada de 0 a 5 cm (mg C kg ⁻¹ solo)									
P3 _{30m}	287,7	aB (64)	563,9	abA (28)	580,8	abA (15)	397,9	bAB (24)	457,6 b
P5 _{90m}	297,7	aB (46)	559,5	abA (19)	486,1	bAB (21)	458,2	bAB (27)	450,4 b
P7 _{190m}	400,0	aC (24)	433,2	bBC (24)	613,0	abA (17)	581,6	abAB (22)	506,9 b
P9 _{470m}	490,6	aA (12)	718,5	aA (31)	735,9	aA (15)	784,8	aA (35)	682,5 a
CBM na camada de 5 a 10 cm (mg C kg ⁻¹ solo)									
P3 _{30m}	365,8	AB (20)	481,1	A (14)	441,3	AB (28)	337,2	B (16)	406,3 a
P5 _{90m}	246,1	A (36)	484,5	A (40)	482,5	A (32)	404,6	A (43)	404,4 a
P7 _{190m}	350,6	A (16)	396,0	A (43)	528,8	A (22)	485,1	A (20)	440,1 a
P9 _{470m}	368,2	A (33)	433,1	A (22)	478,9	A (16)	433,4	A (33)	428,4 a

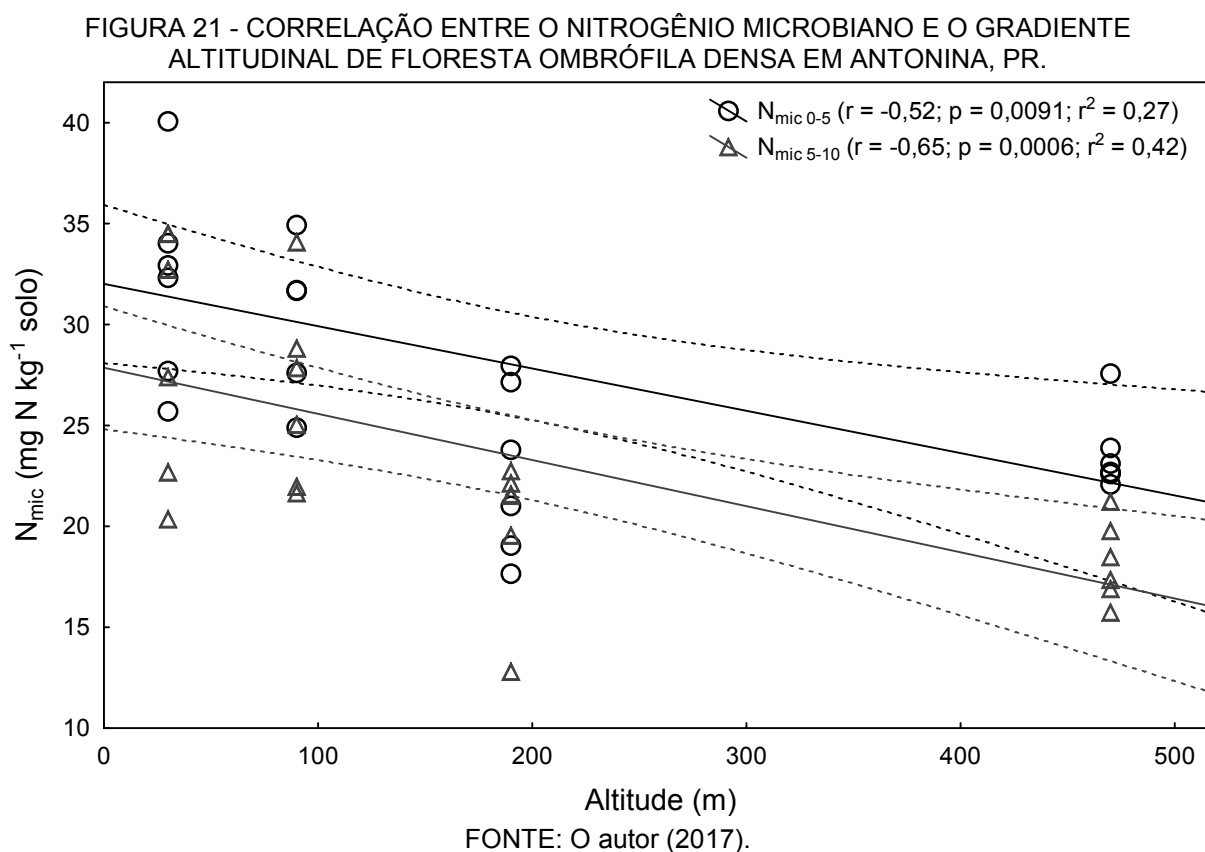
FONTE: O autor (2017). Médias seguidas da mesma letra maiúscula na linha e letra minúscula na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Coeficiente de variação entre parênteses.

Os menores valores médios de CBM foram observados no outono, nas duas profundidades, apesar de não ter havido diferença estatística significativa entre as estações do ano na parcela P9_{470m}, em superfície, e nas parcelas P5_{90m}, P7_{190m} e P9_{470m}, em subsuperfície, devido à grande variação dos dados. Os maiores valores foram observados, em grande parte, nas coletas realizadas no final do inverno e da primavera. As condições de precipitação e temperatura nestas estações (FIGURA 2), aparentemente se mostraram mais favoráveis à população microbiana do solo. Variações sazonais com resultados semelhantes foram obtidos por Müller (2016) em áreas de Floresta Atlântica no Paraná, com maiores valores de CBM na primavera, e por Silva et al. (2016) em sistemas agroflorestais na Amazônia Oriental, com maiores valores no período chuvoso.

A clara diferenciação entre as estações do ano na camada superficial do solo podem indicar que as variações na temperatura ao longo do ano, ao influenciarem o acúmulo e decomposição da serapilheira, sejam determinantes nas variações sazonais do CBM nessa camada de solo, uma vez que a umidade variou

pouco no solo (APÊNDICE 5). Uma maior amplitude de temperatura é esperada na camada superficial do solo, pelo fato deste estar mais exposto à radiação solar e aos ventos. Como a temperatura influencia todos os processos biológicos e físico-químicos que ocorrem no solo (REICHSTEIN; BEER, 2008), afeta igualmente a atividade microbiana na camada superficial do solo, onde há maior variação. Em subsuperfície, a temperatura tende a variar menos, e a umidade, apesar de também ter variado pouco, mostrou correlação positiva significativa com o CBM, nessa camada (APÊNDICE 5).

Os valores médios anuais do nitrogênio microbiano do solo apresentaram diminuição com o aumento da altitude (FIGURA 21), com correlação negativa significativa em ambas as profundidades. A amplitude dos valores foi de 23,7 a 33,2 mg N kg⁻¹ solo, na camada superficial enquanto na camada subsuperficial, a variação foi de 18,3 a 28,7 mg N kg⁻¹ solo. Entre as profundidades, os valores do N_{mic} foram superiores na camada superficial do solo (APÊNDICE 6). Maiores valores de N_{mic} na camada superficial do solo foram verificados por Müller (2016) em áreas de Floresta Atlântica, sendo que a maior quantidade de N_{mic} nesta profundidade pode indicar maior potencial de mineralização de nitrogênio (DINIZ et al., 2016).



A variação estacional do nitrogênio microbiano entre as áreas (TABELA 12) mostrou diferenças significativas entre as estações do ano ($F_{3;80}=27,7$; $p<0,0001$) na camada superficial do solo, sendo que na camada subsuperficial, também houve diferenças significativas entre as estações do ano ($F_{3;80}=27,0$; $p<0,0001$). Os maiores valores do nitrogênio microbiano foram verificados no inverno em ambas as profundidades, exceto na parcela P7_{190m} em ambas as profundidades e na P9_{470m} na camada subsuperficial, onde não houve diferença significativa entre as estações. Isso pode estar relacionado ao maior acúmulo de serapilheira nesse período, com consequente maior disponibilidade de nitrogênio, sendo parte deste nitrogênio é incorporado na biomassa microbiana.

TABELA 12 - VARIAÇÃO ESTACIONAL DO NITROGÊNIO MICROBIANO DO SOLO EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSA, ANTONINA, PR.

Área	Outono		Inverno		Primavera		Verão		Média
N _{mic} na camada de 0 a 5 cm (mg N kg ⁻¹ solo)									
P3 _{30m}	29,66	aB (25)	49,36	aA (13)	25,49	aB (24)	23,97	aB (39)	32,12 a
P5 _{90m}	24,20	abB (43)	52,79	aA (19)	25,03	aB (29)	30,57	aB (30)	33,15 a
P7 _{190m}	21,36	abA (34)	24,02	bA (10)	21,23	aA (24)	24,46	aA (24)	22,77 b
P9 _{470m}	17,54	bB (29)	31,04	bA (23)	20,76	aAB (20)	25,30	aAB (26)	23,66 b
N _{mic} na camada de 5 a 10 cm (mg N kg ⁻¹ solo)									
P3 _{30m}	17,88	aB (54)	50,83	aA (18)	20,47	aB (25)	25,60	abB (19)	28,70 a
P5 _{90m}	16,28	aC (16)	35,43	bA (22)	23,19	aBC (22)	31,40	aAB (22)	26,58 a
P7 _{190m}	18,49	aA (45)	20,13	cA (40)	21,79	aA (11)	19,84	bA (21)	20,07 b
P9 _{470m}	15,79	aA (26)	21,34	cA (16)	16,72	aA (22)	19,19	bA (16)	18,26 b

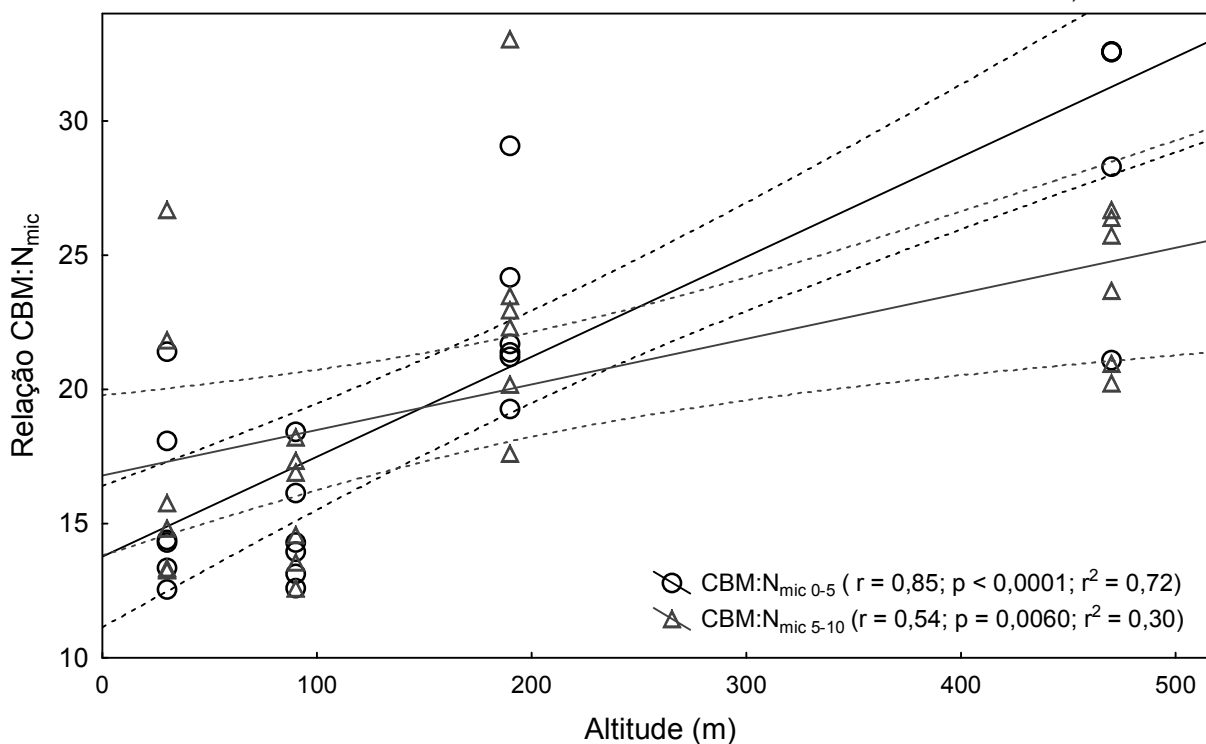
FONTE: O autor (2017). Médias seguidas da mesma letra maiúscula na linha e letra minúscula na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Coeficiente de variação entre parênteses.

Assim como foi verificado para o CBM, os maiores valores do nitrogênio microbiano ocorreram no final do inverno, período já com precipitação expressiva e aumento da temperatura. No entanto, a variação na umidade do solo observada não parece ter influenciado a incorporação de N na biomassa microbiana do solo, uma vez que não houve correlação significativa entre a umidade gravimétrica e o nitrogênio microbiano do solo (APÊNDICE 5).

A relação CBM:N_{mic} apresentou forte influência do gradiente altitudinal, uma vez que os valores médios anuais da relação C:N da biomassa microbiana do solo apresentaram correlação positiva significativa com a altitude nas duas profundidades (FIGURA 22), com maiores valores na parcela P9_{470m}, decrescendo nas parcelas de

menor altitude. A maior variação nos valores foi observada na camada superficial, com valores médios anuais variando de 14,8 a 30,9, enquanto na camada subsuperficial, os valores variaram de 15,5 a 24,0. Essa forte correlação positiva entre a altitude e a relação $CBM:N_{mic}$ é resultado da tendência de aumento do CBM e da diminuição do N microbiano com o aumento da altitude. Maiores valores da relação $CBM:N_{mic}$ na P9_{470m}, onde a decomposição da serapilheira é mais lenta, indicam que a biomassa microbiana nessa parcela é menos eficiente na utilização do nitrogênio do solo, que é um pouco maior nessa parcela em comparação às demais áreas, uma vez que, em condições de menor disponibilidade de nitrogênio no solo, a biomassa microbiana do solo é mais eficiente em seu aproveitamento (SOUZA et al., 2010), uma vez que menos N é imobilizado na biomassa microbiana.

FIGURA 22 - CORRELAÇÃO ENTRE A RELAÇÃO C:N DA BIOMASSA MICROBIANA E O GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSE EM ANTONINA, PR.



FONTE: O autor (2017).

Houve variação estacional da relação $CBM:N_{mic}$ na camada superficial do solo ($F_{3;80}=17,8$; $p<0,0001$), com maiores valores na primavera e verão, exceto na P9_{470m}, onde não houve diferença significativa entre as estações (TABELA 13). Na camada subsuperficial, também houve diferenças significativas entre as estações do ano ($F_{3;80}=12,6$; $p<0,0001$), apesar de o teste de comparação de médias indicar

diferenças apenas nas parcelas baixas do gradiente (P3_{30m} e P5_{90m}), com maiores valores no outono e na primavera. Os maiores valores da relação CBM:N_{mic} foram observados na primavera e os menores valores foram observados no inverno na maioria dos casos. Assim, com menores taxas de decomposição no inverno, ocorre a menor liberação de nutrientes ao solo, sendo que menores quantidade de C e N são imobilizados pela biomassa microbiana do solo.

TABELA 13 - VARIAÇÃO ESTACIONAL DA RELAÇÃO C:N DA BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO EM DUAS PROFUNDIDADES EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.

Parcela	Outono		Inverno		Primavera		Verão		Média
CBM:N _{mic} na camada de 0 a 5 cm									
P3 _{30m}	9,57 bC	(47)	11,58 bBC	(33)	23,57 bcA	(22)	18,02 bAB	(35)	15,69 b
P5 _{90m}	13,04 bB	(42)	10,71 bB	(15)	20,20 cA	(29)	15,07 bAB	(7)	14,76 b
P7 _{190m}	19,31 bB	(16)	18,07 abB	(22)	29,43 abA	(15)	24,42 abAB	(24)	22,81 ab
P9 _{470m}	30,22 aA	(33)	24,55 aA	(40)	36,25 aA	(18)	32,48 aA	(42)	30,88 a
CBM:N _{mic} na camada de 5 a 10 cm									
P3 _{30m}	25,54 aA	(48)	9,80 bB	(29)	21,60 aA	(20)	13,58 bB	(25)	17,63 b
P5 _{90m}	15,50 bAB	(38)	13,33 abB	(20)	20,83 aA	(26)	12,50 bB	(27)	15,54 b
P7 _{190m}	24,76 aA	(34)	19,66 aA	(21)	24,02 aA	(13)	24,68 aA	(13)	23,28 a
P9 _{470m}	23,78 aA	(26)	20,65 aA	(25)	29,04 aA	(11)	22,37 aA	(21)	23,96 a

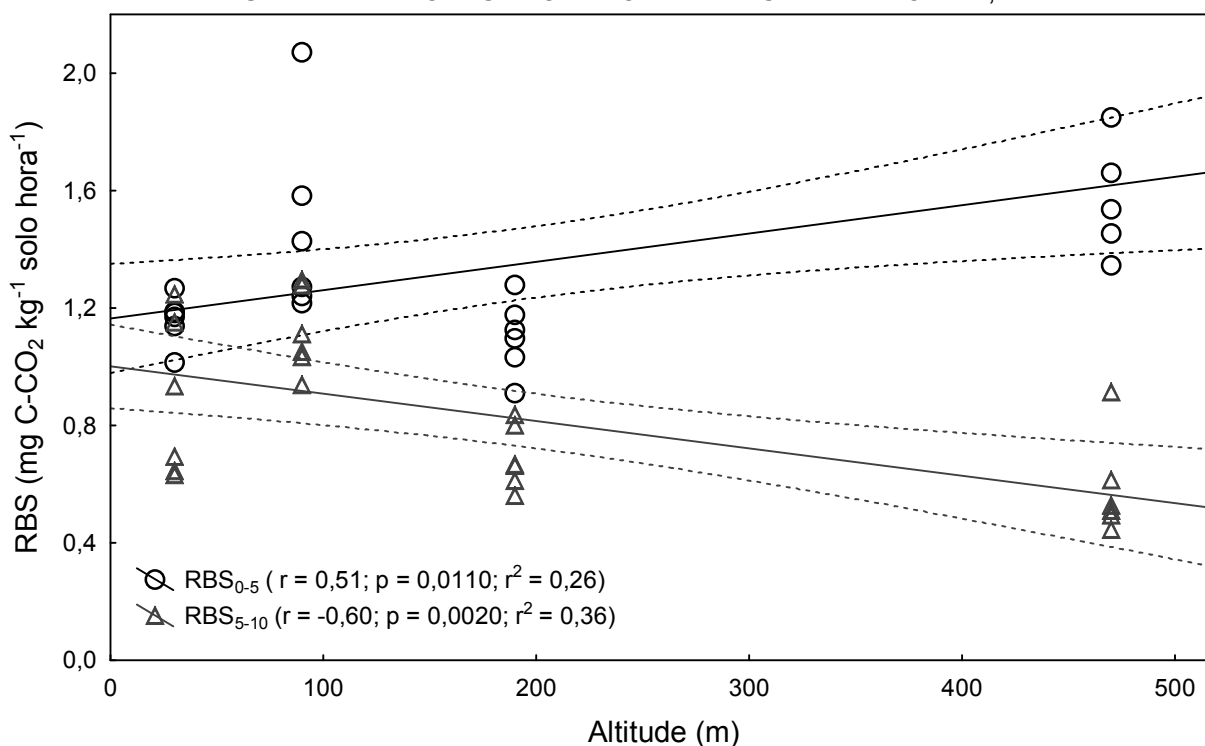
FONTE: O autor (2017). Médias seguidas da mesma letra maiúscula na linha e letra minúscula na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Coeficiente de variação entre parênteses.

A relação C:N da biomassa microbiana expressa a eficiência da biomassa microbiana em mobilizar carbono ou nitrogênio, o que reflete a qualidade nutricional da matéria orgânica da área (GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008). Assim, diferenças na relação CBM:N_{mic} entre as áreas estão mais relacionadas à diferenças na qualidade da matéria orgânica, bem como na dinâmica de deposição e decomposição de serapilheira, uma vez que quando ocorre menor disponibilidade de nitrogênio no solo, a biomassa microbiana do solo torna-se mais eficiente em seu aproveitamento (SOUZA et al., 2010). Não foi verificada correlação significativa entre a umidade do solo na relação CBM:N_{mic} em ambas as profundidades (APÊNDICE 5), o que demonstra que esse fator não é determinante nesse caso.

3.2 RESPIRAÇÃO BASAL DO SOLO

A respiração basal do solo (RBS) apresentou comportamentos distintos entre as profundidades ao longo do gradiente altitudinal (FIGURA 23). Na camada superficial, houve correlação positiva significativa ($p=0,011$) da RBS com a altitude, sendo que os maiores valores anuais de RBS ocorreram nas parcelas P9_{470m} e P5_{90m} (1,68 e 1,47 mg C-CO₂ kg⁻¹ solo hora⁻¹, respectivamente). Em subsuperfície, no entanto, ocorreu uma correlação negativa significativa ($p=0,002$) da RBS com a altitude, com o menor valor de RBS na parcela P9_{470m} (0,58 mg C-CO₂ kg⁻¹ solo hora⁻¹).

FIGURA 23 - CORRELAÇÃO ENTRE A RESPIRAÇÃO BASAL DO SOLO E O GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.



FONTE: O autor (2017).

A respiração do solo tende a diminuir com o aumento da altitude (MCGRODDY; SILVER, 2000), sendo que os maiores valores da RBS na parcela P9_{470m}, na camada superficial, pode ser explicado pelo maior acúmulo de serapilheira sobre o solo nessa parcela. Além disso, a maior densidade de indivíduos arbóreos na parcela P9_{470m} também pode influenciar positivamente a RBS, uma vez que sob uma cobertura vegetal mais fechada, a variação de temperatura e umidade do solo é menos abrupta que em florestas mais abertas (LARCHER, 2000), o que condiciona valores de RBS mais homogêneos.

Além disso, o aumento da RBS ao longo do gradiente altitudinal na camada superficial do solo pode ser resultado da maior presença de raízes na camada superficial do solo, sendo que boa parte destas raízes está inserida na serapilheira (APÊNDICE 4). De forma natural, as raízes são responsáveis pela entrada de carbono no solo, através da translocação de fotoassimilados (PIERRET, et al., 2007), sendo que, ao exsudar carbono orgânico, as raízes costumam ativar a atividade microbiana. Assim, há um aumento da RBS devido à maior concentração de raízes na camada superficial do solo. Na camada subsuperficial, a RBS diminui com o aumento da altitude, o que pode ser efeito da diminuição da temperatura do solo (SOUSA NETO et al., 2011), que diminui ao longo do gradiente.

Houve diferença estatística entre as profundidades em todas as áreas, com maiores valores na camada superficial (APÊNDICE 6). Esses valores superiores na camada superficial foram encontrados em outros trabalhos desenvolvidos em florestas (MÜLLER, 2016), indicando que a atividade microbiana está concentrada principalmente nas camadas do solo com maior acúmulo de matéria orgânica estável e maior estabilidade na atividade microbiana (VASCONCELLOS et al., 2013), sendo que a maior quantidade de compostos orgânicos acumulados nesse horizonte do solo estimulam o crescimento dos microrganismos (PEÑA et al., 2005).

Comparando as estações do ano (TABELA 14), na camada superficial do solo, houve diferença estatística significativa entre as estações do ano ($F_{3;80}=5,05$; $p=0,0029$), sendo que o teste de comparação de médias indicou variação estacional significativa apenas nas parcelas P5_{90m} e P9_{470m}, com maior RBS no inverno na parcela P5_{90m} e no verão na parcela P9_{470m}. Na camada subsuperficial, também houve diferença significativa entre as estações ($F_{3;80}=6,34$; $p=0,0006$), com tendência de maiores valores da RBS no outono, exceto na P5_{90m}, onde a maior RBS foi verificada no inverno, sendo que na parcela P7_{190m} não houve diferenças significativas entre estações.

Os maiores valores de RBS foram encontrados no outono e inverno, o que também foi verificado por Müller (2016) em áreas de Floresta Atlântica. Esse padrão difere do que foi verificado por Silva et al. (2012), que obteve maior RBS na estação úmida em comparação com a estação seca em floresta estacional, e por Peña et al. (2005), que obtiveram maiores valores de RBS na primavera e no verão, em diferentes estágios de sucessão secundária em Floresta Atlântica. A produtividade primária das plantas é geralmente mais alta nas estações quentes e chuvosas, onde

a temperatura e a umidade do solo, que são as mesmas condições abióticas que também promovem a respiração do solo (METCALFE et al., 2011), são mais determinantes na decomposição da serapilheira, atuando na atividade microbiana e, portanto, respiração do solo (DAVIDSON; JANSSENS, 2006; REICHSTEIN; BEER, 2008; SOUSA NETO et al., 2011). Os maiores valores da RBS no outono e inverno devem-se muito provavelmente ao maior acúmulo de serapilheira sobre o solo nesse período do ano, além da maior quantidade de raízes na camada superficial do solo e na serapilheira.

TABELA 14 - VARIAÇÃO ESTACIONAL DA RESPIRAÇÃO BASAL DO SOLO EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.

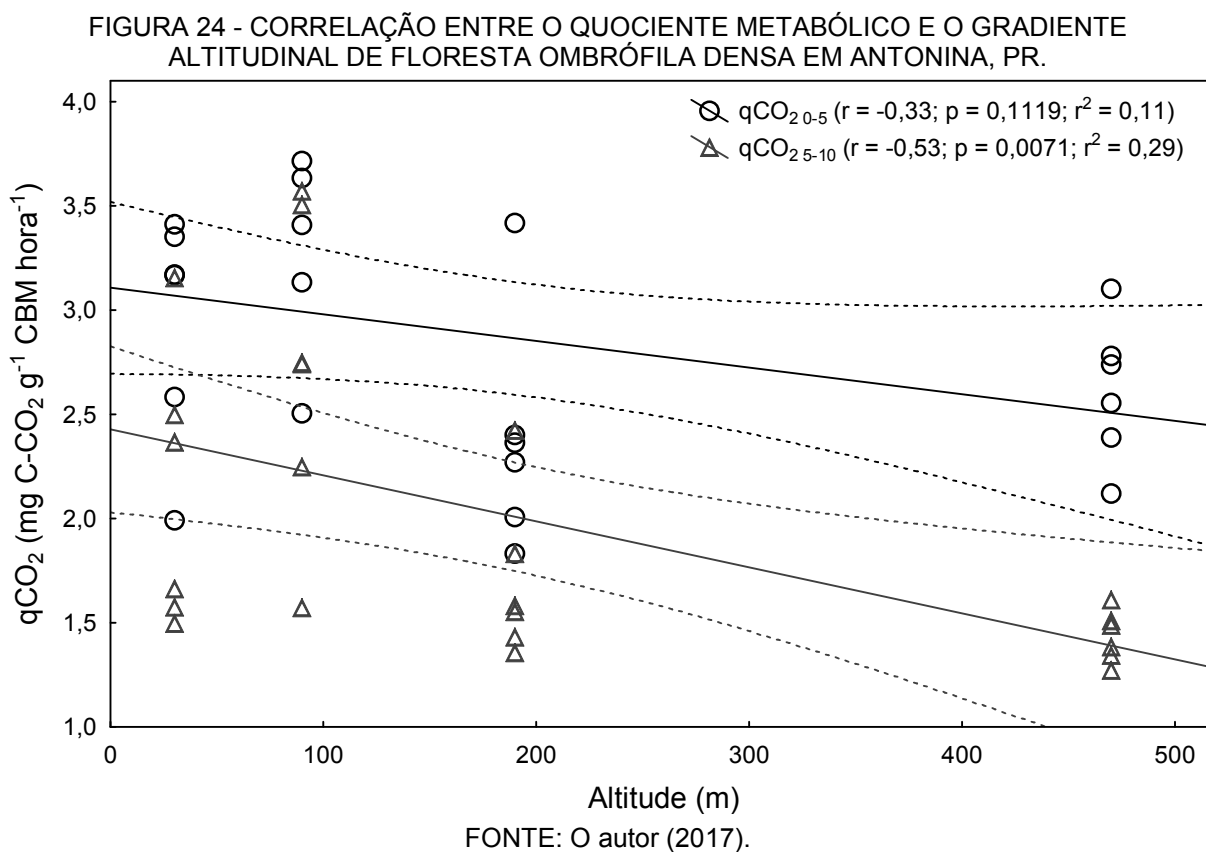
Área	Outono		Inverno		Primavera		Verão		Média
RBS na camada de 0 a 5 (mg C-CO ₂ kg ⁻¹ solo hora ⁻¹)									
P3 _{30m}	1,53 aA	(11)	1,07 bA	(28)	0,99 aA	(30)	1,05 bA	(23)	1,16 b
P5 _{90m}	1,40 aB	(27)	1,99 aA	(19)	1,27 aB	(39)	1,21 bB	(42)	1,47 a
P7 _{190m}	1,41 aA	(7)	0,95 bA	(44)	0,93 aA	(9)	1,13 bA	(27)	1,10 b
P9 _{470m}	1,90 aAB	(24)	1,25 bC	(38)	1,44 aBC	(32)	2,11 aA	(17)	1,68 a
RBS na camada de 5 a 10 cm (mg C-CO ₂ kg ⁻¹ solo hora ⁻¹)									
P3 _{30m}	1,21 aA	(42)	1,10 abAB	(45)	0,70 aAB	(56)	0,53 aB	(36)	0,88 ab
P5 _{90m}	1,06 aAB	(44)	1,62 aA	(54)	0,76 aB	(86)	1,03 aAB	(67)	1,12 a
P7 _{190m}	1,00 aA	(33)	0,57 bcA	(64)	0,58 aA	(57)	0,61 aA	(24)	0,69 bc
P9 _{470m}	1,03 aA	(39)	0,26 cB	(50)	0,47 aAB	(42)	0,58 aAB	(53)	0,58 c

FONTE: O autor (2017). Médias seguidas da mesma letra maiúscula na linha e letra minúscula na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Coeficiente de variação entre parênteses.

Apesar de os maiores valores de RBS terem sido encontrados no outono e inverno, que são as estações de menor precipitação, houve correlação positiva significativa entre a RBS e a umidade do solo (APÊNDICE 5), o que sugere um papel importante da umidade do solo nesse processo biológico, com incremento da atividade biológica proporcional ao aumento da umidade do solo até certo ponto. A umidade do solo é um fator determinante na RBS, sendo que tanto o teor de água muito baixo quanto o muito alto afetam negativamente a RBS, através da inibição direta da atividade biológica ou da inibição da difusão de oxigênio, respectivamente (REICHSTEIN; BEER, 2008). Como a área de estudo está pouco sujeita a períodos prolongados de déficit hídrico, a umidade do solo apresenta pouca amplitude ao longo do ano, o que favorece a atividade biológica.

3.3 QUOCIENTE METABÓLICO

Os valores médios do quociente metabólico apresentam tendência de diminuição com o aumento da altitude (FIGURA 24), com menores valores na parcela P9_{470m} em ambas as profundidades. Apesar da tendência de diminuição do qCO_2 com o aumento da altitude, houve correlação significativa ($p=0,0071$) apenas na camada subsuperficial do solo. A diminuição do qCO_2 com o aumento da altitude deve-se, principalmente, ao aumento do CBM ao longo do gradiente altitudinal, sendo que a redução da RBS na superfície do solo das parcelas mais elevadas condicionou a correlação negativa significativa entre a altitude e o qCO_2 .



Entre as profundidades, foram observados valores estatisticamente superiores na camada superficial do solo (APÊNDICE 6), variando de 2,6 a 3,5 mg C- CO_2 g⁻¹ CBM hora⁻¹, enquanto na camada subsuperficial os valores variaram de 1,4 a 2,7 mg C- CO_2 g⁻¹ CBM hora⁻¹. O qCO_2 é um indicador sensível para avaliar o estado de conservação das florestas (PEREIRA et al., 2013), sendo que menores valores indicam menor perda de CO_2 do sistema. Assim, os menores valores do

qCO₂ nas parcelas mais altas do gradiente indicam que essas áreas são mais conservadas que as demais.

Foram observadas diferenças entre as estações do ano na camada superficial ($F_{3;80}=36,8$; $p<0,0001$) e subsuperficial do solo ($F_{3;80}=27,3$; $p<0,0001$), com valores estatisticamente superiores no outono em todas as parcelas e em ambas as profundidades (TABELA 15). Os maiores valores do qCO₂ no outono refletem a diminuição do CBM no solo nessa estação, bem como o aumento da RBS. O quociente metabólico indica a eficiência dos microrganismos em utilizar substrato para a sua atividade e em incorporar o carbono à sua biomassa (SILVA et al., 2016), sendo que, elevados valores de qCO₂ podem indicar situações de estresse no ambiente (DINIZ et al., 2014). Assim, os maiores valores do qCO₂ no outono indicam que a biomassa microbiana foi menos eficiente na transformação do carbono presente na serapilheira, gerando maiores perdas na forma de CO₂ em comparação às demais épocas do ano.

TABELA 15 - VARIAÇÃO ESTACIONAL DO QUOCIENTE METABÓLICO DO SOLO EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSA, ANTONINA, PR.

Área	Outono			Inverno			Primavera			Verão			Média
qCO ₂ na camada de 0 a 5 (mg C-CO ₂ g ⁻¹ CBM hora ⁻¹)													
P3 _{30m}	5,33	aA	(32)	1,99	bB	(33)	1,73	aB	(32)	2,73	aB	(24)	2,95 ab
P5 _{90m}	4,95	aA	(25)	3,61	aAB	(16)	2,73	aB	(41)	2,67	aB	(32)	3,49 a
P7 _{190m}	3,74	aA	(31)	2,28	bB	(44)	1,57	aB	(28)	1,94	aB	(17)	2,38 b
P9 _{470m}	3,84	aA	(12)	1,88	bB	(40)	2,01	aB	(37)	2,73	aAB	(28)	2,61 b
qCO ₂ na camada de 5 a 10 cm (mg C-CO ₂ g ⁻¹ CBM hora ⁻¹)													
P3 _{30m}	3,33	aA	(39)	2,42	aAB	(59)	1,17	aB	(34)	1,58	abB	(35)	2,13 ab
P5 _{90m}	4,00	aA	(34)	2,80	aAB	(30)	1,53	aB	(57)	2,60	aAB	(47)	2,73 a
P7 _{190m}	2,87	aA	(35)	1,55	abB	(46)	1,07	aB	(44)	1,30	bB	(25)	1,70 bc
P9 _{470m}	2,79	aA	(18)	0,64	bC	(57)	0,97	aBC	(41)	1,34	bB	(31)	1,44 c

FONTE: O autor (2017). Médias seguidas da mesma letra maiúscula na linha e letra minúscula na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Coeficiente de variação entre parênteses.

No geral, solos com valores de quociente metabólico baixos estão próximos do estado de equilíbrio, uma vez que à medida que a biomassa microbiana se torna mais eficiente, menos CO₂ é perdido na respiração, sendo uma porção significativa de C é incorporada à biomassa microbiana do solo (GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008). Menores valores de qCO₂ do solo indicam ecossistemas mais estáveis, com maior eficiência de micro-organismos para converter resíduos

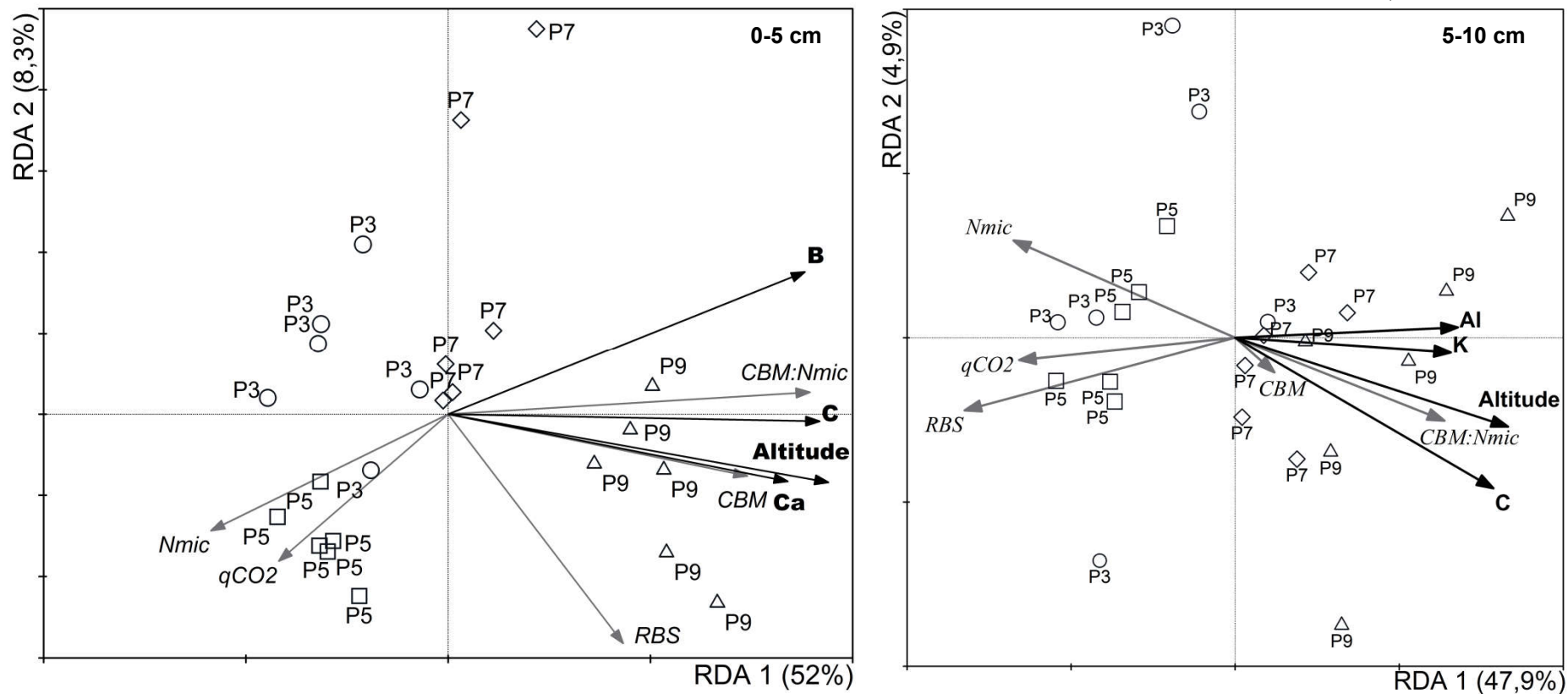
orgânicos em biomassa microbiana e com maior sustentabilidade (PEREIRA et al., 2013).

3.4 INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS QUÍMICOS DA SERAPILHEIRA E DO SOLO NAS VARIÁVEIS BIOLÓGICAS DO SOLO

A análise de redundância dos parâmetros químicos da serapilheira acumulada (FIGURA 25) mostra que na camada superficial do solo, a variação no aporte de C, Ca e B, além da altitude, explicou 60,2% da variação dos parâmetros microbiológicos do solo, sendo que houve boa diferenciação entre as áreas, com a parcela P9_{470m} formando um agrupamento separado das demais, especialmente devido aos maiores valores do CBM, relação CBM:N_{mic} e RBS, que foram condicionados pelas variações no aporte de C, Ca, B e altitude.

Em subsuperfície, as variação dos teores de C, K e Al, além da altitude, explicaram 52,8% da variação dos parâmetros microbiológicos do solo. Nessa profundidade, formaram-se dois agrupamentos de parcelas, diferenciando as parcelas mais altas do gradiente (P7_{190m} e P9_{470m}), nas quais a altitude e as variações do estoque dos nutrientes explicaram as variações nos valores do CBM e da relação CBM:N_{mic}, das parcelas mais baixas do gradiente (P3_{30m} e P5_{90m}), onde N_{mic}, RBS e qCO₂ foram explicados pelos teores de nutrientes na serapilheira acumulada.

FIGURA 25 - ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA ENTRE O ESTOQUE DE NUTRIENTES NA SERAPILHEIRA ACUMULADA E OS ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS DO SOLO EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSE EM ANTONINA, PR.



FONTE: O autor (2017). Altitude das parcelas: P3 = 30 metros; P5 = 90 metros; P7 = 190 metros; e P9 = 470 metros.

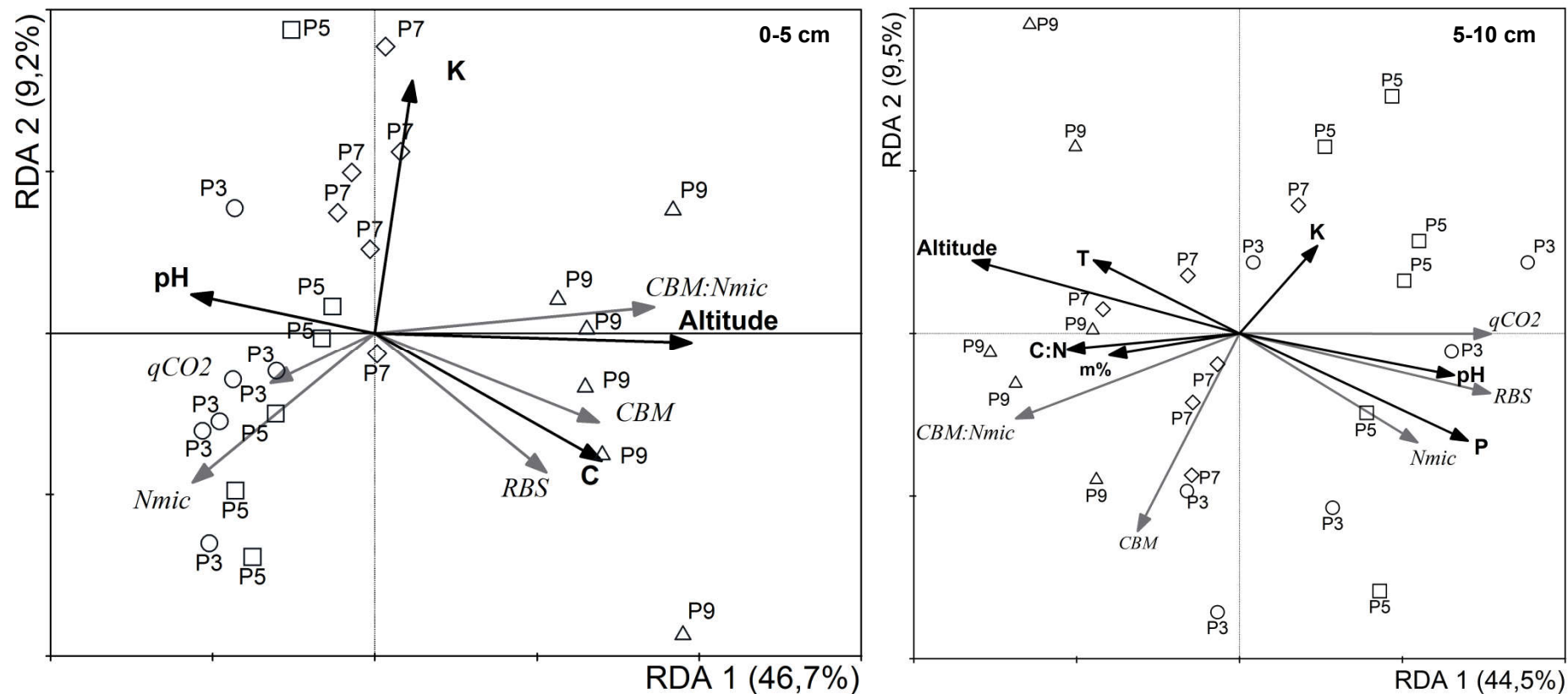
Com relação aos parâmetros químicos do solo (FIGURA 26), a análise de redundância mostrou que, na camada superficial, a variação no pH, C e K, além da altitude, explicaram 56% da variação nos parâmetros microbiológicos do solo. Houve diferenciação da parcela P9_{470m}, formando um agrupamento separado das demais, sendo que os maiores valores de C e altitude influenciariam nos valores do CBM, relação CBM:N_{mic} e RBS nessa parcela. As variações no pH e no K trocável do solo explicam as variações para N_{mic} e qCO₂, formando um agrupamento das parcelas mais baixas do gradiente (P3_{30m}, P5_{90m} e P7_{190m}).

Na camada subsuperficial, o teor de P e K trocáveis, a relação C:N do solo e os valores T e m%, além da altitude, explicaram 53,5% da variação dos parâmetros microbiológicos do solo. Diferente da camada superficial, não há um agrupamento de parcelas, apesar de haver uma boa diferenciação entre as áreas ao longo do gradiente altitudinal, com os valores T, m% e relação C:N do solo, além da altitude, explicando os maiores valores de CBM e relação CBM:N_{mic} nas parcelas P7_{190m} e P9_{470m}, enquanto as variações nos teores de P e K trocáveis, além do pH, explicam os menores valores de N_{mic}, RBS e qCO₂ nas parcelas mais baixas do gradiente.

O maior número de parâmetros químicos do solo explicando os atributos microbiológicos do solo em subsuperfície deve-se ao fato de que em geral os atributos do solo variam em menor amplitude nessa camada, em comparação à superfície, onde a atividade biológica é mais sensível às variações ambientais externas. Assim, na camada superficial, as variações externas, como a temperatura e a umidade, influenciam de forma mais acentuada os parâmetros microbiológicos do solo ao longo do gradiente altitudinal, diferente da camada subsuperficial, onde as variações externas são menos determinantes nos parâmetros microbiológicos, que respondem mais efetivamente às variações nos atributos químicos do solo.

Além das variações ambientais externas, cabe destacar o papel das variações da vegetação ao longo do gradiente, que condicionam ao longo do tempo matéria orgânica do solo com diferente composição química, uma vez que a vegetação arbórea influencia a ciclagem de nutrientes e por consequência na fertilidade do solo (CUNHA NETO et al., 2013). Embora a variedade de formas de vida do solo seja extensa, as plantas desempenham um papel dominante na formação e manutenção de todos os outros processos do solo através do crescimento e funcionamento das raízes (PIERRET et al., 2007), o que afeta os parâmetros biológicos do solo.

FIGURA 26 - ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA ENTRE OS PARÂMETROS QUÍMICOS DO SOLO E OS ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS DO SOLO EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.



FONTE: O autor (2017). Altitude das parcelas: P3 = 30 metros; P5 = 90 metros; P7 = 190 metros; e P9 = 470 metros.

Verificou-se que na camada superficial do solo, o CBM e a RBS estão correlacionados com o carbono total do solo, o que também foi verificado por Barreta et al. (2008) em áreas de Floresta Ombrófila Mista, sendo que esses autores concluíram que esses dois parâmetros microbiológicos são sensíveis às variações do carbono orgânico total. Essa relação direta entre o aumento do C total do solo e o CBM do solo pode ser explicado pelo maior tempo de acúmulo de matéria orgânica estável e também pela maior estabilidade na atividade microbiana (VASCONCELLOS et al., 2013). Assim, o aumento da serapilheira acumulada com o aumento da altitude condiciona maiores valores de CBM e relação CBM:N_{mic} nesses ambientes.

4 CONCLUSÕES

Os parâmetros microbiológicos do solo apresentaram resposta ao gradiente altitudinal, efeito mais explícito na camada superficial do solo. Os parâmetros microbiológicos CBM, relação CBM:N_{mic} e RBS na camada superficial do solo aumentaram com a altitude, enquanto a RBS na camada subsuperficial, o N_{mic} e o qCO₂ diminuíram com o aumento da altitude. Entre as profundidades, a atividade biológica foi mais intensa na camada superficial do solo (0-5 cm).

Os parâmetros microbiológicos do solo apresentaram variações estacionais distintas, sendo que os maiores valores dos parâmetros foram verificados no outono e inverno (exceto a relação CBM:N_{mic}, maior na primavera), o que reflete o maior acúmulo de serapilheira nessas estações, como resposta à menor temperatura e precipitação no período.

O estoque de nutrientes na serapilheira acumulada influenciou os parâmetros microbiológicos do solo, que responderam às variações de C, Ca, K, Al e B da serapilheira acumulada e da altitude. Com relação aos parâmetros químicos do solo, o pH, os valores T e m%, os teores de C, P, K e a relação C:N do solo apresentaram influência nos parâmetros microbiológicos do solo. Houve diferenciação entre as parcelas, mais evidente na camada superficial do solo, onde a parcela de maior altitude diferenciou-se das demais.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AERTS, R.; CHAPIN, F. S. The mineral nutrition of wild plants revisited: re-evaluation of processes and patterns. In: FITTER, A. H.; RAFFAELLI, D. G. (Ed). **Advances in Ecological Research**. San Diego: Academic Press, 2000. p 1-67.

BARETTA, D.; BARETTA, C. R. D. M.; CARDOSO, E. J. B. N. Análise multivariada de atributos microbiológicos e químicos do solo em florestas com *Araucaria angustifolia*. **R. Bras. Ci. Solo**, v.32, p.2683-2691, 2008.

BROOKES, P. C.; LANDMAN, A.; PRUDEN, G.; JENKINSON, D. S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen. A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. **Soil Biology & Biochemistry**, v.17, p. 837-842, 1985.

BLUM, C. T.; RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F. O clima e sua influência na distribuição da Floresta Ombrófila Densa na Serra da Prata, Morretes, Paraná. **Floresta**, v.41, n.3, p.589-598, 2011.

CUNHA NETO, F. V.; LELES, P. S. S.; PEREIRA, M. G.; BELLUMATH, V. G. H.; ALONS, J. M. Acúmulo e decomposição da serapilheira em quatro formações florestais. **Ciência Florestal**, v.23, n.3, p.379-387, 2013.

DAVIDSON, E. A.; JANSSENS, I. A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. **Nature**, v.440, p.165-173, 2006.

DE-POLLI, H.; GUERRA, J. G. M.. Carbono, nitrogênio e fósforo na biomassa microbiana do solo. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. 645 p. 2.ed.

DIDION, M.; REPO, A.; LISKI, J.; FORSIUS, M.; BIERBAUMER, M.; DJUKI, I. Towards harmonizing leaf litter decomposition studies using standard tea bags - a field study and model application. **Forests**, v.7, n.8, p.2-12, 2016.

DINIZ, L. T.; RAMOS, M. L. G.; RIBEIRO JUNIOR, W. Q.; CRUZ, A. F.; FRANCA, L. V.; DINIZ, B. T.; AMABILE, R. F. Effect of nitrogen fertilization on soil microbial biomass in an Oxisol cultivated with irrigated barley in the Brazilian Cerrado. **Acta Agronômica**, v.65, n.2, p.137-143, 2016.

DINIZ, L. T.; RAMOS, M. L. G.; VIVALDI, L. J.; ALENCAR, C. M.; JUNQUEIRA, N. T. V. Alterações microbianas e químicas de um gleissolo sob macaubeiras nativas em função da variação sazonal e espacial. **Bioscience Journal**, v. 30, p.750-762, 2014.

DONAGEMA, G. K.; CAMPOS, D. V. B.; CALDERANO, S. B.; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. M. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2011. 230 p. 2 ed.

FERREIRA, A. S.; CAMARGO, F. A. O.; VIDOR, C. Utilização de microondas para avaliação da biomassa microbiana do solo. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 23, p. 991-996, 1999.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C. Biomassa microbiana ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. 645 p. 2.ed.

HOLANDA, A. C.; FELICIANO, A. L. P.; MARANGON, L. C.; FREIRE, F. J.; HOLANDA, E. M. Decomposição da serapilheira foliar e respiração edáfica em um remanescente de Caatinga na Paraíba. **Revista Árvore**, v.39, n.2, p.245-254, 2015.

ISLAM, K. R.; WEIL, R. R. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbon. **Biology and Fertility of Soils**, v. 27, p. 408-416, 1998.

JERKINSON, D. S.; POWLSON, D. S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method of measuring soil biomass. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 25, n 3, p. 209-213, 1976.

JEYANNY, V.; RASIDAH, K. W.; HUSNI, M. H. A.; KUMAR, B. S.; FIRDAUS, S. M.; ARIFIN, A. Leaf litter decomposition and soil carbon dioxide fluxes across climatic gradient in tropical montane and lowland forests. **Journal of Tropical Forest Science**, v.27, n.4, p.472-487, 2015.

KEUSKAMP, J. A.; DINGEMANS, B. J. J.; LEHTINEN, T.; SARNEEL, J. M.; HEFTING, M. A. Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. **Methods in Ecology and Evolution**, v.4, n.11, p.1070-1075, 2013.

LACLAU, J. P.; TOUTAIN, F.; M'BOU, A. T.; ARNAUD, M.; JOFFRE, R.; RANGER, J. The function of the superficial root mat in the biogeochemical cycles of nutrients in Congolese Eucalyptus Plantations. **Annals of Botany**, v.93, p.249-261, 2004.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: RiMa, 2000. 531 p.

MARQUES, R. Caracterização química da fertilidade do solo. In: LIMA, M. R.; SIRTOLI, A. E. **Diagnóstico e recomendações de manejo do solo : aspectos teóricos e metodológicos**. Curitiba : UFPR, 2006.

MARTINELLI, L. A.; LINS, S. R. M.; SANTOS-SILVA, J. C. Fine litterfall in the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v.49, n.4, p.443-451, 2017.

MCGRODDY, M.; SILVER, W. L. Variations in belowground carbon storage and soil CO₂ flux rates along a wet tropical climate gradient. **Biotropica**, v.32, n.4, p.614-624, 2000.

METCALFE, D. B.; FISHER, R. A.; WARDLE, D. A. Plant communities as drivers of soil respiration: pathways, mechanisms, and significance for global change. **Biogeosciences**, v.8, p.2047-2061, 2011.

MONTEIRO, M. T.; GAMA-RODRIGUES, E. F. Carbono, nitrogênio e atividade da biomassa microbiana em diferentes estruturas de serapilheira de uma floresta natural. **R. Bras. Ci. Solo**, v.28, p.819-826, 2004.

MOOSHAMMER, M.; WANEK, W.; BOLTENSTERN, S. Z.; RICHTER, A. Stoichiometric imbalances between terrestrial decomposer communities and their resources: mechanisms and implications of microbial adaptations to their resources. **Frontiers in Microbiology**, v.5, n.22, p.1-10, 2014.

MOURA, R. T. A. **Comparação de métodos para a quantificação do carbono da biomassa microbiana de solos**. Recife, 35 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.

MÜLLER, F. C. **Floresta Atlântica do Sul do Brasil: atividade e diversidade microbiológica do solo sob essências florestais leguminosas**. Curitiba, 118 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

PEÑA, M. L. P.; MARQUES, R.; JAHNEL, M. C.; ANJOS, A. Respiração microbiana como indicador da qualidade do solo em ecossistema florestal. **Floresta**, v.35, n. 1, P.117-127, 2005.

PEREIRA, J. M.; BARETTA, D.; BINI, D.; VASCONCELLOS, R. L. F.; CARDOSO, E. J. B. N. Relationships between microbial activity and soil physical and chemical properties in native and reforested *Araucaria angustifolia* forests in the state of São Paulo, Brazil. **R. Bras. Ci. Solo**, v.37, p.572-586, 2013.

PIERRET, A.; DOUSSAN, C.; CAPOWIEZ, Y.; BASTARDIE, F.; PAGÈS, L. Root functional architecture: a framework for modeling the interplay between roots and soil. **Vadose Zone Journal**, v.6, n.2, p.269-281, 2007.

REICHSTEIN, M.; BEER, C. Soil respiration across scales: The importance of a model-data integration framework for data interpretation. **J. Plant Nutr. Soil Sci.**, v.171, p.344-354, 2008.

SILVA, C. F.; PEREIRA, M. G.; MIGUEL, D. L.; FEITORA, J. C. F.; LOSS, A.; MENEZES, C. A. G.; SILVA, E. M. R. Carbono orgânico total, biomassa microbiana e atividade enzimática do solo de áreas agrícolas, florestais e pastagem no médio vale do Paraíba do Sul (RJ). **R. Bras. Ci. Solo**, v.36, p.1680-1689, 2012.

SILVA, F. S.; AZEVEDO, C. A. V. Versão do programa computacional ASSISTAT para o sistema operacional Windows. **Revista Brasileira de Produtos Industriais**, v.4, n.1, p.71-78, 2002.

SILVA, E. E.; AZEVEDO, P. E. S.; DE-POLLI, H. **Determinação da respiração basal (RBS) e quociente metabólico do solo (qCO₂)**. Seropédica: EMBRAPA Agrobiologia, 2007. Comunicado técnico 99.

SILVA, C. M.; VASCONCELOS, S. S.; MOURÃO JÚNIOR, M.; BISPO, C. J. C.; KATO, O. R.; SILVA JUNIOR, A. C.; CASTELLANI, D. C. Variação temporal do efluxo de CO₂ do solo em sistemas agroflorestais com palma de óleo na Amazônia Oriental. **Acta Amazonica**, v.46, n.1, p. 1-12, 2016.

SOUSA NETO, E., CARMO, J. B.; KELLER, M.; MARTINS, S. C.; ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; PICCOLO, M. C.; CAMARGO, P.; COUTO, H. T. Z.; JOLY, C. A.; MARTINELLI, L. A. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, methane and carbon dioxide in a gradient of elevation in the coastal Brazilian Atlantic forest. **Biogeosciences**, v.8, n.3, p.733-742, 2011.

SOUZA, E. D.; COSTA, S. E. V. G. A.; ANGHINONI, I.; DE LIMA, C. V. S.; CARVALHO, P. C. F.; MARTINS, A. P. Biomassa microbiana do solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. **R. Bras. Ci. Solo**, v.34, p.79-88, 2010.

STATSOFT. **STATISTICA: data analysis software system, version 10**. Tulsa: StatSoft Inc., 2011.

TER BRAAK, C. J. F.; SMILAUER, P. **Canoco - reference manual and user's guide to Canoco for windows: Software for canonical Community Ordination (Version 4.5)**. Ithaca: Microcomputer Power, 1998. 332 p.

VASCONCELLOS, R. L. F.; BINI, D.; PAULA, A. M.; ANDRADE, J. B.; CARDOSO, E. J. B. N. Nitrogênio, carbono e compactação do solo como fatores limitantes do processo de recuperação de matas ciliares. **R. Bras. Ci. Solo**, v.37, p.1164-1173, 2013.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS GERAIS

- AERTS, R.; CHAPIN, F. S. The mineral nutrition of wild plants revisited: re-evaluation of processes and patterns. In: FITTER, A. H.; RAFFAELLI, D. G. (Ed). **Advances in Ecological Research**. San Diego: Academic Press, 2000. p 1-67.
- AERTSEN, W.; KINT, V.; DE VOS, B.; DECKERS, J.; VAN ORSHOVEN, J.; MUYS, B. Predicting forest site productivity in temperate lowland from forest floor, soil and litterfall characteristics using boosted regression trees. **Plant and Soil**, v.354, n.1, p.157-172, 2012.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologisches Zeitschrift**, v.22, n.6, p.711-728, 2013.
- ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; SCARANELLO, M. A.; CAMARGO, P. B.; SANTOS, F. A. M.; JOLY, C. A.; MARTINELLI, L. A. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). **Forest Ecology and Management**, v.260, p.679-691, 2010.
- ANGULO, R. J.; SOARES, C. R.; MARONE, E.; SOUZA, M. C.; ODRESKI, L. L. R.; NOERNBERG, M. A. Paraná. In: MUEHE, D. **Erosão e progradação do litoral brasileiro**. Brasília: MMA, 2006. p. 347-400.
- APG. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v.161, 105-121, 2009.
- ARATO, H. D.; MARTINS, S. V.; FERRARI, S. H. S. Produção e decomposição de serapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de área degradada em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v.27, n.5, p.715-721, 2003.
- ARCHER. D. R. **Espécies arbóreas da Mata Atlântica presentes nas listas da flora brasileira ameaçada de extinção: uma revisão**. Seropédica, 28 p. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2009.
- ARYAL, D. R.; DE JONG, B. H. J.; OCHOA-GANO, S.; MENDOZA-VEJA, J.; ESPARZA-OLGUIN, L. Successional and seasonal variation in litterfall and associated nutrient transfer in semi-evergreen tropical forests of SE Mexico. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.103, n.1, p.45-60, 2015.
- BANIN, L.; LEWIS, S. L.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; BAKER, T. R.; QUESADA, C. A.; CHAO, K. J.; BURSLEM, D. F. R. P.; NILUS, R.; SALIM, K. A.; KEELING, H. C.; TAN, S.; DAVIES, S. T.; MENDOZA, A. M.; VASQUEZ, R.; LLOYD, J.; NEILL, D. A.; PITMAN, N.; PHILLIPS, O. L. Tropical forest wood production: a cross-continental comparison. **Journal of Ecology**, v.102, 1025-1037, 2014.

BARBOSA, R. I.; SILVA, L. F. S. G.; CAVALCANTE, C. O. **Protocolo necromassa: estoque e produção de liteira grossa**. Brasília: MCT/PPBio, 2009. 24 p.

BARETTA, D.; BARETTA, C. R. D. M.; CARDOSO, E. J. B. N. Análise multivariada de atributos microbiológicos e químicos do solo em florestas com *Araucaria angustifolia*. **R. Bras. Ci. Solo**, v.32, p.2683-2691, 2008.

BHERING, S. B. et al. **Mapa de solos do Estado do Paraná - escala 1:250.000**. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2007.

BHERING, S. B. et al. **Mapa de solos do Estado do Paraná: legenda atualizada**. Rio de Janeiro: EMBRAPA Florestas/EMBRAPA Solos/IAP, 2008.

BIANCHIN, J. E.; MARQUES, R.; BRITEZ, R. M.; CAPRETZ, R. L. Deposição de fitomassa em formações secundárias na Floresta Atlântica do Paraná. **Floresta e Ambiente**, v.23, n.4, p.524-533, 2016.

BLUM, C. T.; RODERJAN, C. V.. Espécies Indicadoras em um Gradiente da Floresta Ombrófila Densa na Serra da Prata, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v.5, n.2, p.873-875, 2007.

BLUM, C. T.; RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F. O clima e sua influência na distribuição da Floresta Ombrófila Densa na Serra da Prata, Morretes, Paraná. **Floresta**, v.41, n.3, p.589-598, 2011.

BORÉM, R. A. T.; RAMOS, D. P. Variação estacional e topográfica de nutrientes na serapilheira de um fragmento de Mata Atlântica. **Cerne**, v.8, n.2, p.42-59, 2002.

BORG, M.; TIEPOLO, G.; REGINATO, M.; KUNIYOSHI, Y. S.; GALVÃO, F.; CAPRETZ, R. L.; ZWIENER, V. P. Espécies arbóreas de um trecho de Floresta Atlântica do município de Antonina, Paraná, Brasil. **Floresta**, v.41, n.4, p.819 - 832, 2011.

BRAY, J. R.; GORHAM, E. Litter production in forests of the world. **Advances in Ecological Research**, v.19, p.101-157, 1964.

BRITEZ, R. M.; SANTOS FILHO, A.; REISSMANN, C. B.; SILVA, S. M.; ATHAYDE, S. F.; LIMA, R. X.; QUADROS, R. M. B. Ciclagem de nutrientes minerais em duas florestas da planície litorânea da Ilha do Mel, Paranaguá, PR. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, p.625-634, 1997.

BROOKES, P. C.; LANDMAN, A.; PRUDEN, G.; JENKINSON, D. S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen. A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. **Soil Biology & Biochemistry**, v.17, p. 837-842, 1985.

CALDEIRA, M. V. W.; SILVA, R. A.; KUNZ, S. H.; ZORZANELLI, J. P. F.; CASTRO, K. C.; ODINHO, T. O. Biomassa e nutrientes da serapilheira em diferentes coberturas florestais. **Comunicata Scientiae**, v.4, n.2, p. 111-119, 2013.

CALDEIRA, M. V. W.; VITORINO, M. D.; SCHAADT, S. S.; MORAES, E.; BALBINOT, R. Quantificação de serapilheira e de nutrientes em uma Floresta Ombrófila Densa. **Semina: Ciências Agrárias**, v.29, n.1, p.53-68, 2008.

CALVI, G. P.; PEREIRA, M. G.; ESPÍNDULA JÚNIOR, A. Produção de serapilheira e aporte de nutrientes em áreas de Floresta Atlântica em Santa Maria de Jetibá, ES. **Ciência Florestal**, v.19, n.2, p.131-138, 2009.

CARDOSO, F. C. G.; MARQUES, R.; BOTOSSO, P. C.; MARQUES, M. C. M. Stem growth and phenology of two tropical trees in contrasting soil conditions. **Plant Soil**, v.354, p.269-281, 2012.

CIANCIARUSO, M. V.; PIRES, J. S. R.; DELITTI, W. B. C.; SILVA, E. F. L. P. Produção de serapilheira e decomposição do material foliar em um cerradão na Estação Ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.20, n.1, p.49-59, 2006.

CORREIA, G. C. S.; MARTINS, S. V.; MIRANDA NETO, A.; SILVA, K. A. Estoque de serapilheira em floresta de restauração e em Floresta Atlântica de tabuleiro no Sudeste Brasileiro. **Revista Árvore**, v.40, n.1, p.13-20, 2016.

CUNHA NETO, F. V.; LELES, P. S. S.; PEREIRA, M. G.; BELLUMATH, V. G. H.; ALONS, J. M. Acúmulo e decomposição da serapilheira em quatro formações florestais. **Ciência Florestal**, v.23, n.3, p.379-387, 2013.

DAVIDSON, E. A.; JANSSENS, I. A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. **Nature**, v.440, p.165-173, 2006.

DENT, D. H.; BAGCHI, R.; ROBINSON, D.; MAJALAP-LEE, N.; BURSLEM, D. F. R. P. Nutrient fluxes via litterfall and leaf litter decomposition vary across a gradient of soil nutrient supply in a lowland tropical rain forest. **Plant and Soil**, v.288, n.1, p.197-215, 2006.

DE-POLLI, H.; GUERRA, J. G. M.. Carbono, nitrogênio e fósforo na biomassa microbiana do solo. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. 645 p. 2.ed.

DICKOW, K. M. C.; MARQUES, R.; PINTO, C. B.; HÖFER, H. Produção de serapilheira em diferentes fases sucessionais de uma Floresta Atlântica secundária, em Antonina, PR. **Cerne**, v.18, n.1, p.75-86, 2012.

DICKOW, K. M. C. **Ciclagem de fitomassa e nutrientes em sucessão secundária na Floresta Atlântica, Antonina, PR**. Curitiba, 215 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

DICKOW, K. M. C.; MARQUES, R.; PINTO, C. B. Lixiviação de nutrientes da serapilheira recém depositada em sucessão ecológica na Floresta Atlântica, litoral do Paraná. **Floresta**, v.39, n.1, p.145-156, 2009.

DIDION, M.; REPO, A.; LISKI, J.; FORSIUS, M.; BIERBAUMER, M.; DJUKI, I. Towards harmonizing leaf litter decomposition studies using standard tea bags - a field study and model application. **Forests**, v.7, n.8, p.2-12, 2016.

DINIZ, A. R.; MACHADO, D. L.; PEREIRA, M. G.; BALIEIRO, F. C.; MENEZES, C. E. G. Biomassa, estoques de carbono e de nutrientes em estádios sucessionais da Floresta Atlântica, RJ. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.10, n.3, p.443-451, 2015.

DINIZ, L. T.; RAMOS, M. L. G.; RIBEIRO JUNIOR, W. Q.; CRUZ, A. F.; FRANCA, L. V.; DINIZ, B. T.; AMABILE, R. F. Effect of nitrogen fertilization on soil microbial biomass in an Oxisol cultivated with irrigated barley in the Brazilian Cerrado. **Acta Agronômica**, v.65, n.2, p.137-143, 2016.

DINIZ, T.; RAMOS, M. L. G.; VIVALDI, L. J.; ALENCAR, C. M.; JUNQUEIRA, N. T. V. Alterações microbianas e químicas de um gleissolo sob macaubeiras nativas em função da variação sazonal e espacial. **Bioscience Journal**, v. 30, p.750-762, 2014.

DONAGEMA, G. K.; CAMPOS, D. V. B.; CALDERANO, S. B.; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. M. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2011. 230 p. 2 ed.

DONHA, G. G. **Dinâmica de crescimento e estoque de biomassa, carbono e nutrientes em espécies arbóreas da Floresta Atlântica no Sul do Brasil**. Curitiba, 104 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

EISENLOHR, P. V.; ALVES, L. F.; BERNACCI, L. C.; PADGURSCHI, M. C. G.; TORRES, R. B.; PRATA, E. M. B.; SANTOS, F. A. M.; ASSIS, M. A.; RAMOS, E.; ROCHELLE, A. L. C.; MARTINS, F. R.; CAMPOS, M. C. R.; PEDRONI, E.; SANCHEZ, M.; PEREIRA, L. S.; VIEIRA, S. A.; GOMES, J. A. M. A.; TAMASHIRO, J. Y.; SCARANELLO, M. A. S.; CARON, C. J.; JOLY, C. A. Disturbances, elevation, topography and spatial proximity drive vegetation patterns along an altitudinal gradient of a top biodiversity hotspot. **Biodiversity and Conservation**, v.22, n.12, p.2767-2783, 2013.

EPSTEIN, E.; BLOOM, A. J. **Nutrição mineral de plantas: princípios e perspectivas**. Londrina: Planta, 2006. 403 p. 3 ed.

ESPIG, S. A.; FREIRE, F. J.; MARANGON, L. C.; FERREIRA, R. L. C.; FREIRE, M. B. G. S, ESPIG, D. B. Sazonalidade, composição e aporte de nutrientes da serapilheira em fragmento de Mata Atlântica. **Revista Árvore**, v.33, n.5, p.949-956, 2009.

FERREIRA, A. S.; CAMARGO, F. A. O.; VIDOR, C. Utilização de microondas para avaliação da biomassa microbiana do solo. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 23, p. 991-996, 1999.

FERREIRA, E. V. O.; MARTINS, V.; INDA-JUNIOR, A. V.; GIASSON, E.; NASCIMENTO, P. C. Ação dos térmitas no solo. **Ciência Rural**, v.41, n.5, p.804-811, 2011.

FERREIRA, M. L.; SILVA, J. L.; PEREIRA, E. L.; LAMANO-FERREIRA, A. P. N. Litter fall production and decomposition in a fragment of secondary Atlantic Forest of São Paulo, SP, Southeastern Brazil. **Revista Árvore**, v.38, n.4, p.591-600, 2014.

FERRETTI, A. R.; BRITZ, R. M. Ecological restoration carbon sequestration and biodiversity conservation: The experience of the Society for Wildlife Research and Environmental Education (SPVS) in the Atlantic Rain Forest of Southern Brazil. **Journal of Nature Conservation**, v.14, p.249-259, 2006.

FOSTER, N. W.; BHATTI, J. S. Forest ecosystems: Nutrient cycling. In: LAL, R.; ed. **Encyclopedia of soil science**. New York: Taylor & Francis Group, 2006. p.718-21.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Ed.) **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica - Belo Horizonte: Conservação Internacional, p.3-11, 2005.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C. Biomassa microbiana ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. 645 p. 2.ed.

GIEßELMANN, U. C.; MARTINS, K. G.; BRÄNDLE, M.; SCHÄDLER, M.; MARQUES, R.; BRANDL, R. Diversity and ecosystem functioning: Litter decomposition dynamics in the Atlantic Rainforest. **Applied Soil Ecology**, v.46, p.283-290, 2010.

GIEßELMANN, U.C.; MARTINS, K. G.; BRÄNDLE, M.; SCHÄDLER, M.; MARQUES, R.; BRANDL, R. Lack of home-field advantage in the decomposition of leaf litter in the Atlantic Rainforest of Brazil. **Applied Soil Ecology**, v.49, p.5-10, 2011.

GOLLEY, F. B.; MCGINNIS, J. T.; CLEMENTS, R. G.; CHILD, G. I.; DUEVER, M. J. **Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida**. São Paulo: EDUSP, 1978. 256 p.

GOMES, J. A. M. A.; BERNACCI, L. C.; JOLY, C. A. Diferenças florísticas e estruturais entre duas cotas altitudinais da Floresta Ombrófila Densa Submontana Atlântica, do Parque Estadual da Serra do Mar, município de Ubatuba/SP, Brasil. **Biota Neotropica**, v.11, n.2, p.123-137, 2011.

GOMES, J. M.; PEREIRA, M. G.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; PEREIRA, G. H. A.; GONDIM, F. R.; SILVA, E. M. R. Aporte de serapilheira e de nutrientes em fragmentos florestais da Mata Atlântica, RJ. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.5, n.3, p.383-391, 2010.

GROPPO, J. D.; LINS, S. R. M.; CAMARGO, P. B.; ASSAD, E. D.; PINTO, H. S.; MARTINS, S. C.; SALGADO, P. R.; EVANGELISTA, B.; VASCONCELLOS, E.;

SANO, E. E.; PAVÃO, E.; LUNA, R.; MARTINELLI, L. A. Changes in soil carbon, nitrogen, and phosphorus due to land-use changes in Brazil. **Biogeosciences**, v.12, n.15, p.4765–4780, 2015.

GUEDES, M. L. S.; BATISTA, M. A.; RAMALHO, M.; FREITAS, H. M. B.; SILVA, E. M. Breve incursão sobre a biodiversidade da Mata Atlântica. In: FRANKE, C. R.; ROCHA, P. L. B.; KLEIN, W.; GOMES, S. L. (orgs.). **Mata Atlântica e biodiversidade**. Salvador: Editora da UFBA, 2005. 476 p.

GUILHERME, F. A. G.; MORELLATO, L. P. C.; ASSIS, M. A. Horizontal and vertical tree community structure in a lowland Atlantic Rain Forest, Southeastern Brazil. **Revista Brasil. Bot.**, v.27, n.4, p.725-737, 2004.

HOFER, H.; BIHNB, J.; BORGES, C.; BRITEZ, R. M.; BRAND, R.; FABRYA, R.; JETZKOWITZ, J.; KAHLE, H. P.; MARQUES, R.; TTERMANN, R.; PAULSCHA, D.; RÖMBKE, J.; ROB-NICKOLL, B.; VERHAAGHA, B. InBioVeritas - Valuating nature in the southern Mata Atlântica of Brazil. **Environmental Sciences**, v.9, p.64-71, 2011.

HOLANDA, A. C.; FELICIANO, A. L. P.; MARANGON, L. C.; FREIRE, F. J.; HOLANDA, E. M. Decomposição da serapilheira foliar e respiração edáfica em um remanescente de Caatinga na Paraíba. **Revista Árvore**, v.39, n.2, p.245-254, 2015.

IBGE. **Manual técnico de pedologia**. Rio de Janeiro: IBGE, 2015. 430 p. 3.ed.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 2.ed.

ISLAM, K. R.; WEIL, R. R. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbon. **Biology and Fertility of Soils**, v. 27, p. 408-416, 1998.

IPARDES. **Zoneamento da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba**. Curitiba: IPARDES, 2001. 150 p.

ITCG. **Clima - Estado do Paraná**. Curitiba: ITCG, 2008.

JACKSON, J. F. Seasonality of flowering and leaf-fall in a Brazilian Subtropical Lower Montane Moist Forest. **Biotropica**, v.10, n.1, p.38-42, 1978.

JERKINSON, D. S.; POWLSON, D. S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method of measuring soil biomass. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 25, n 3, p. 209-213, 1976.

JEYANNY, V.; RASIDAH, K. W.; HUSNI, M. H. A.; KUMAR, B. S.; FIRDAUS, S. M.; ARIFIN, A. Leaf litter decomposition and soil carbon dioxide fluxes across climatic gradient in tropical montane and lowland forests. **Journal of Tropical Forest Science**, v.27, n.4, p.472-487, 2015.

JOLY, C. A.; ASSIS, M. A.; BERNACCI, L. C.; TAMASHIRO, J. Y.; CAMPOS, M. C. R.; GOMES, J. A. M. A.; LACERDA, M. S.; SANTOS, F. A. M.; PEDRONI, F.;

PEREIRA, L. S.; PADGURSCHI, M. C. G.; PRATA, E. M. B.; RAMOS, E.; TORRES, R. B.; ROCHELLE, A.; MARTINS, F. R.; ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; MARTINELLI, L. A.; CAMARGO, P. B.; AIDAR, M. P. M.; EISENLOHR, P. V.; SIMÕES, E.; VILLANI, J. P.; BELINELLO, R. Florística e fitossociologia em parcelas permanentes da Mata Atlântica do sudeste do Brasil ao longo de um gradiente altitudinal. **Biota Neotropica**, v.12, n.1, p.123-145, 2012.

KEUSKAMP, J. A.; DINGEMANS, B. J. J.; LEHTINEN, T.; SARNEEL, J. M.; HEFTING, M. A. Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. **Methods in Ecology and Evolution**, v.4, n.11, p.1070-1075, 2013.

KITAYAMA, K.; AIBA, S. Ecosystem structure and productivity of tropical rain forests along altitudinal gradients with contrasting soil phosphorus pools on Mount Kinabalu, Borneo. **Journal of Ecology**, v.90, p.37-51, 2002.

LACLAU, J. P.; TOUTAIN, F.; M'BOU, A. T.; ARNAUD, M.; JOFFRE, R.; RANGER, J. The function of the superficial root mat in the biogeochemical cycles of nutrients in Congolese Eucalyptus Plantations. **Annals of Botany**, v.93, p.249-261, 2004.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: RiMa, 2000. 531 p.

LEANDRO, J. A. Devastação e tráfico de madeira no litoral do Paraná provincial. **Revista de História Regional**, v.4, n.2, p.93-105, 1999.

LEPS, J.; SMILAUER, P. **Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO**. Cambridge: Univresity Press, 2003. 269p.

LIEBSCH, D.; GOLDENBERG, R.; MARQUES, M. C. M. Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronosequência de Floresta Atlântica no Estado do Paraná, Brasil. **Acta bot. bras.**, v.21, n.4, p.983-992, 2007.

LOPES, A. S.; SILVA, M. C.; GUILHERME, L. R. G. **Acidez do solo e calagem**. São Paulo: ANDA, 1990. 22 p. 3. Ed.

MACHADO, D. L.; PEREIRA, M. G.; CORREIA, M. E. F.; DINIZ, A. R.; SANTOS, L. L.; MENEZES, C. E. G. Ciclagem de nutrientes em diferentes estágios sucessionais da Mata Atlântica na bacia do rio Paraíba do Sul, RJ. **Bioscience Journal**, v.31, n.4, p.1222-1237, 2015.

MAGNUSSON, W. E.; LIMA, A. P.; LUIZÃO, R.; LUIZÃO, F.; COSTA, F. R.; CASTILHO, C. V. D.; KINUPP, V. F. RAPELD: a modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. **Biota Neotropica**, v.5, n.2, p.19-24, 2005.

MALAVOLTA, E.; VITTI, C. G.; OLIVEIRA, A. C. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319 pg. 2. ed.

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1980. 251p.

MARQUES, M. C. M.; ZWIENER, V. P.; RAMOS, F. M.; BORGIO, M.; MARQUES, R. Forest structure and species composition along a successional gradient of Lowland Atlantic Forest in Southern Brazil. **Biota Neotropica**, v.14, n.3, p.1-11, 2014.

MARQUES, R.; PIAZZA, G. E.; BLUM, H.; PINTO, C. B.; BIANCHIN, J. E.; DALMASO, C. D.; DICKOW, K. M. C. Contribuição da precipitação interna para o aporte de nutrientes em estágios sucessionais da Floresta Atlântica no Paraná. **Scientia Agraria**, v.16, n.4, p.80-95, 2015.

MARQUES, R. Caracterização química da fertilidade do solo. In: LIMA, M. R.; SIRTOLI, A. E. **Diagnóstico e recomendações de manejo do solo : aspectos teóricos e metodológicos**. Curitiba : UFPR, 2006.

MARQUES, R.; MOTTA, A. C. V. Análise química do solo para fins de fertilidade. In: Lima, M. R. (Org.) **Manual de diagnóstico da fertilidade e manejo dos solos agrícolas**. Curitiba, UFPR, 2003. p.81-102.

MARTINELLI, L. A.; LINS, S. R. M.; SANTOS-SILVA, J. C. Fine litterfall in the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v.49, n.4, p.443-451, 2017.

MARTINS, A. P. L.; REISSMANN, C. B. Material vegetal e as rotinas laboratoriais nos procedimentos químico-analíticos. **Scientia Agraria**, v.8, n.1, p.1-17, 2007.

MARTINS, K. G. **Deposição e decomposição de serapilheira em uma Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas sobre solos hidromórficos na Estação Ecológica da Ilha do Mel - PR**. Curitiba, 142 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

MARTINS, S. C.; SOUSA NETO, E.; PICCOLO, M. C.; ALMEIDA, D. Q. A.; CAMARGO, P. B.; CARMO, J. B.; PORDER, S.; LINS, S. R. M.; MARTINELLI, L. A. Soil texture and chemical characteristics along an elevation range in the coastal Atlantic Forest of Southeast Brazil. **Geoderma Regional**, v.5, .p,106-116, 2015.

MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Produção de serapilheira em clareiras de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v.22, n.3, p.405-412, 1999.

MCGRODDY, M.; SILVER, W. L. Variations in belowground carbon storage and soil CO₂ flux rates along a wet tropical climate gradient. **Biotropica**, v.32, n.4, p.614-624, 2000.

MEGURO, M.; VINUEZA, G. N.; DELITTI, W. B. C. Ciclagem de nutrientes minerais na Mata Mesófila secundária. I - Produção e conteúdo de nutrientes minerais do folheto. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, v.7, p.11-31, 1979.

METCALFE, D. B.; FISHER, R. A.; WARDLE, D. A. Plant communities as drivers of soil respiration: pathways, mechanisms, and significance for global change. **Biogeosciences**, v.8, p.2047-2061, 2011.

MILANEZ, C. B. C. **Avaliação da degradação ambiental das Veredas Três Marias com base na caracterização de solos e na Fauna de Formigas**. Ouro Preto, 164 p. Tese (Doutorado em Evolução Crustal e Recursos Naturais) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2013.

MINEROPAR. **Atlas geomorfológico do Estado do Paraná**: Escala 1:250.000. Curitiba: UFPR, 2006.

MINEROPAR. **Atlas geológico do Estado do Paraná**. Curitiba: UFPR, 2001.

MONTEIRO, M. T.; GAMA-RODRIGUES, E. F. Carbono, nitrogênio e atividade da biomassa microbiana em diferentes estruturas de serapilheira de uma floresta natural. **R. Bras. Ci. Solo**, v.28, p.819-826, 2004.

MOOSHAMMER, M.; WANEK, W.; BOLTENSTERN, S. Z.; RICHTER, A. Stoichiometric imbalances between terrestrial decomposer communities and their resources: mechanisms and implications of microbial adaptations to their resources. **Frontiers in Microbiology**, v.5, n.22, p.1-10, 2014.

MOSER, G.; LEUSCHNER, C.; HERTEL, D.; GRAEFE, S.; SOETHE, N.; IOST, S. Elevation effects on the carbon budget of tropical mountain forests (S Ecuador): the role of the belowground compartment. **Global Change Biology**, v.17, p.2211-2226, 2011.

MOURA, R. T. A. **Comparação de métodos para a quantificação do carbono da biomassa microbiana de solos**. Recife, 35 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.

MÜLLER, F. C. **Floresta Atlântica do Sul do Brasil**: atividade e diversidade microbiológica do solo sob essências florestais leguminosas. Curitiba, 118 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v.403, p.853-858, 2000.

NOLLA, A.; ANGHINONI, I. Métodos utilizados para a correção da acidez do solo no Brasil. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, v.6, n.1, p.97-111, 2004.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v.32, n.4, p.793-810, 2000.

OLIVEIRA, R. A. C. **Efeitos indiretos da diversidade sobre a decomposição de serapilheira na Floresta Atlântica**. Curitiba, 85 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

OLSON, J. S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, v. 44, n. 2, p. 322-331, 1963.

OSTERTAG, R.; MARÍN-SPIOTTA, E.; SILVER, w. I.; SCHULTEN. Litterfall and decomposition in relation to soil carbon pools along a secondary forest chronosequence in Puerto Rico. **Ecosystems**, v.11, p.701-714, 2008.

PAULA, R. R.; PEREIRA, M. G.; MENEZES, L. F. T. Aporte de nutrientes e decomposição da serapilheira em três fragmentos florestais periodicamente inundados na Ilha da Marambaia, RJ. **Ciência Florestal**, v.19, n.2, p.139-148, 2009.

PEÑA, M. L. P.; MARQUES, R.; JAHNEL, M. C.; ANJOS, A. Respiração microbiana como indicador da qualidade do solo em ecossistema florestal. **Floresta**, v.35, n. 1, P.117-127, 2005.

PEREIRA, G. H. A.; PEREIRA, M. G.; ANJOS, L. H. C.; AMORIM, T. A.; MENEZES, C. E. G. Decomposição da serrapilheira, diversidade e funcionalidade de invertebrados do solo em um fragmento de Floresta Atlântica. **Bioscience Journal**, v.29, n.5, p.1317-1327, 2013.

PEREIRA, J, M.; BARETTA, D.; BINI, D.; VASCONCELLOS, R. L. F.; CARDOSO, E. J. B. N. Relationships between microbial activity and soil physical and chemical properties in native and reforested *Araucaria angustifolia* forests in the state of São Paulo, Brazil. **R. Bras. Ci. Solo**, v.37, p.572-586, 2013.

PEREIRA, P. S.; COSTA, M. L. M .N.; MORAES, L. F. D.; LUCHIARI, C. Fenologia de espécies arbóreas em Floresta Atlântica da Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. **Iheringia, Série Botânica**, v.63, n.2, p.329-339, 2008.

PIERRET, A.; DOUSSAN, C.; CAPOWIEZ, Y.; BASTARDIE, F.; PAGÈS, L. Root functional architecture: a framework for modeling the interplay between roots and soil. **Vadose Zone Journal**, v.6, n.2, p.269-281, 2007.

PINTO, C. B., MARQUES, R. Aporte de nutrientes por frações da serapilheira em sucessão ecológica de um ecossistema da Floresta Atlântica. **Floresta**, v.33, n.3, p.257-264, 2003.

PIRES, L. A.; BRITEZ, R. M.; MARTEL, G.; PAGANO, S. N. Produção, acúmulo e decomposição da serapilheira em uma restinga da Ilha do Mel, Paranaguá, PR, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.20, n.1, p.173-184, 2006.

PROCTOR, J.; ANDERSON, J. M.; FOGDEN, S. C. L.; VALLACK, H. W. Ecological studies in four contrasting lowland rain forests in Gunung Mulu National Park, Sarawak. II. Litterfall, litter standing crop and preliminary observations on herbivory. **Journal of Ecology**, v.71, n.1, p.261-283, 1983.

PROTIL, C. Z. MARQUES, R.; PROTIL, R. M. Variação sazonal e redistribuição de bioelementos de quatro espécies arbóreas em três tipologias florestais da Floresta Atlântica do Paraná. **Floresta**, v.39, n.3, p.699-717, 2009.

QIU, S.; MCCOMB, A. J.; BELL, R.W. Leaf litter decomposition and nutrient dynamics in woodland and wetland conditions along a forest to wetland hillslope. **ISRN Soil Science**, v.2012, p.1-8, 2012.

RAIJ, B. V. **Fertilidade do solo e manejo de nutrientes**. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2011. 420 p.

REICHSTEIN, M.; BEER, C. Soil respiration across scales: the importance of a model-data integration framework for data interpretation. **J. Plant Nutr. Soil Sci.**, v.171, p.344-354, 2008.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v.142, n.6, p1141- 1153, 2009.

ROCHA, A. A. **Deposição de fitomassa e nutrientes, acumulação e decomposição de serapilheira em três tipologias da Floresta Atlântica, Paranaguá, PR**. Curitiba, 125 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

RODERJAN, C. V.; KUNIYOSHI, Y. S.; GALVÃO, F.; HATSCHBACH, G. G. As unidades fitogeográficas do Estado do Paraná. **Ciência & Ambiente**, v.24, p.75-92, 2002.

SAMBUICHI, R. H. R.; SILVA, L. A. M.; JESUS, M. F. C.; PAIXÃO, J. L. Lista de árvores nativas do sul da Bahia. In: **Nossas árvores: conservação, uso e manejo de árvores nativas no sul da Bahia**. Ilhéus: Universidade Estadual de Santa Cruz, 2009, 299 p.

SANTOS, E. **Carbono, nitrogênio e relação C/N em Gleissolo e Cambissolo sob diferentes tipologias vegetais na área de ocorrência da Floresta Ombrófila Densa, Antonina - PR**. Curitiba, 104 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

SANTOS, H. G. et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2013.

SBCS. SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. Núcleo Regional Sul. **Manual de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. Porto Alegre: SBCS, 2004. 400 p. 10.ed.

SCHEER, M. B.; BLUM, C. T. Arboreal diversity of the Atlantic Forest of Southern Brazil: from the beach ridges to the Paraná river. In: GRILLO, O.; VENORA, G. (Ed.). **The dynamical processes of biodiversity - case studies of evolution and spatial distribution**. Rijeka: Intech, 2009. Disponível em: <<https://goo.gl/zsPpZh>>. Acesso em: 28 mai. 2017.

SCHEER, M. B. Decomposição e liberação de nutrientes da serapilheira foliar em um trecho de floresta Ombrófila Densa Aluvial em regeneração, Guaraqueçaba (PR). **Floresta**, v.38, n.2, p.253-266, 2008.

SCHEER, M. B. **Ciclagem de nutrientes em um trecho de floresta Ombrófila Densa Aluvial em regeneração, Guaraqueçaba, PR**. Curitiba, 155 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

SCHMIDT, P.; DICKOW, K. M. C.; ROCHA, A. A.; MARQUES, R.; SCHEUERMANN, L.; RÖMBKE, J.; FÖRSTER, B.; HÖFER, H. Soil macrofauna and decomposition rates in Southern Brazilian Atlantic Rainforests. **Ecotropica**, v.14, p.89-100, 2008.

SCHUMACHER, M. V.; CORRÊA, R. S.; VIERA, M.; ARAÚJO, E. F. Produção e decomposição de serapilheira em um povoamento de *Eucalyptus urophylla* x *Eucalyptus globulus* maidenii. **Cerne**, v.19, n.3, p.501-508, 2013.

SCORIZA, R.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. Influência da precipitação e temperatura do ar na produção de serapilheira em trecho de Floresta Estacional em Sorocaba, SP. **Floresta**, v.44, n.4, p.687-696, 2014.

SCORIZA, R. N.; PEREIRA, M. G.; PEREIRA, G. H. A.; MACHADO, D. L.; SILVA, E. R. Métodos para coleta e análise de serrapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. **Floresta e Ambiente**, v.2, n.2, p.1-18, 2012.

SELLE, G. L. Ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais. **Bioscience Journal**, v.23, n.4, p.29-39, 2007.

SHANKS, R.; OLSON, J. First-year breakdown of leaf litter in Southern Appalachian Forests. **Sciense**, v.134, p.194-195, 1961.

SILVA, A. G.; GONÇALVES, M. A. M.; REIS, E. F. Decomposição e teor de nutrientes da serapilheira foliar em um fragmento de Floresta Atlântica no sul do estado do Espírito Santo. **Ecologia e Nutrição Florestal**, v.1, n.2, p.63-71, 2013.

SILVA, C. F.; PEREIRA, M. G.; MIGUEL, D. L.; FEITORA, J. C. F.; LOSS, A.; MENEZES, C. A. G.; SILVA, E. M. R. Carbono orgânico total, biomassa microbiana e atividade enzimática do solo de áreas agrícolas, florestais e pastagem no médio vale do Paraíba do Sul (RJ). **R. Bras. Ci. Solo**, v.36, p.1680-1689, 2012.

SILVA, C. M.; VASCONCELOS, S. S.; MOURÃO JÚNIOR, M.; BISPO, C. J. C.; KATO, O. R.; SILVA JUNIOR, A. C.; CASTELLANI, D. C. Variação temporal do efluxo de CO₂ do solo em sistemas agroflorestais com palma de óleo na Amazônia Oriental. **Acta Amazonica**, v.46, n.1, p. 1-12, 2016.

SILVA, E. E.; AZEVEDO, P. E. S.; DE-POLLI, H. **Determinação da respiração basal (RBS) e quociente metabólico do solo (qCO₂)**. Seropédica: EMBRAPA Agrobiologia, 2007. Comunicado técnico 99.

SILVA, F. S.; AZEVEDO, C. A. V. Versão do programa computacional ASSISTAT para o sistema operacional Windows. **Revista Brasileira de Produtos Industriais**, v.4, n.1, p.71-78, 2002.

SILVA, H. F.; BARRETO, P. A. B.; SOUSA, G. T. O.; AZEVEDO, G. B.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; OLIVEIRA, F. G. R. B. Decomposição de serapilheira foliar em três sistemas florestais no Sudoeste da Bahia. **Revista Brasileira de Biociências**, v.12, n.3, p.164-172, 2014.

SILVA, M. F. F. Produção anual de serapilheira e seu conteúdo mineralógico em mata tropical de terra firme, Tucuruí-PA. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, v.1, n.1-2, p.111-158, 1984.

SILVEIRA, F. M. **Ciclagem de nutrientes em estágios sucessionais da Floresta Ombrófila Densa do Paraná**. Curitiba, 142 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

SINGH, K. P.; SINGH, P. K.; TRIPATHI, S. K. Litterfall, litter decomposition and nutrient release patterns in four native tree species raised on coal mine spoil at Singrauli, India. **Biol. Fertil. Soils**, v.29, p.371–378, 1999.

SLOBODA, B.; MARQUES, R.; BLUM, H.; BIANCHIN, J. E.; DONHA, C. G.; SILVEIRA, F. M.; CAPRETZ, R. L. Litterfall and nutrient dynamics in an old-growth Atlantic Rainforest in Brazil. **Floresta e Ambiente**, 2017, in press.

SOUSA NETO, E.; CARMO, J. B.; KELLER, M.; MARTINS, S. C.; ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; PICCOLO, M. C.; CAMARGO, P.; COUTO, H. T. Z.; JOLY, C. A.; MARTINELLI, L. A. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, methane and carbon dioxide in a gradient of elevation in the coastal Brazilian Atlantic forest. **Biogeosciences**, v.8, n.3, p.733-742, 2011.

SOUTO, P. C.; SOUTO, J. S.; SANTOS, R. V.; BAKKE, I. A.; SALES, F. C. V.; SOUZA, B. V. Taxa de decomposição da serapilheira e atividade microbiana em área de Caatinga. **Cerne**, v.19, n.4, p.559-565, 2013.

SOUZA, E. D.; COSTA, S. E. V. G. A.; ANGHINONI, I.; DE LIMA, C. V. S.; CARVALHO, P. C. F.; MARTINS, A. P. Biomassa microbiana do solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. **R. Bras. Ci. Solo**, v.34, p.79-88, 2010.

SOUZA, J. A.; DAVIDE, A. C. Deposição de serapilheira e nutrientes em uma mata não minerada e em plantações de bracatinga (*Mimosa scabrella*), eucalipto (*Eucalyptus saligna*) em áreas de mineração de bauxita. **Cerne**, v.7, n.1, p.101-113, 2001.

STARK, N. M.; JORDAN, C. F. Nutrient retention by the root mat of an Amazonian Rain Forest. **Ecology**, v.59, n.3, p.434-437, 1978.

STATSOFT. **STATISTICA: data analysis software system, version 10**. Tulsa: StatSoft Inc., 2011.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; PERES, C. A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v.143, n.10, p.2328-2340, 2010.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**. Porto Alegre: Artmed, 2004. 559 p. 3. ed.

TER BRAAK, C. J. F.; SMILAUER, P. **Canoco - reference manual and user's guide to Canoco for windows: Software for canonical Community Ordination (Version 4.5)**. Ithaca: Microcomputer Power, 1998. 332 p.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. P. **Fundamentos em Ecologia**. Porto Alegre: Editora ARTMED, 2006. 592 p. 2.ed.

VASCONCELLOS, R. L. F.; BINI, D.; PAULA, A. M.; ANDRADE, J. B.; CARDOSO, E. J. B. N. Nitrogênio, carbono e compactação do solo como fatores limitantes do processo de recuperação de matas ciliares. **R. Bras. Ci. Solo**, v.37, p.1164-1173, 2013.

VENEKLAAS, E. J. Litterfall and Nutrient Fluxes in Two Montane Tropical Rain Forests, Colombia. **Journal of Tropical Ecology**, v.7, n.3, p.319-336, 1991.

VIERA, M.; SCHUMACHER, M. V.; ARAÚJO, E. F.; CORRÊA, R. R.; CALDEIRA, M. V. W. Deposição de Serapilheira e Nutrientes em Plantio de *Eucalyptus urophylla* × *E. globulus*. **Floresta e Ambiente**, v.21, n.3, p.327-338, 2014.

VIERA, M.; SCHUMACHER, M. V. Teores e aporte de nutrientes na serapilheira de *Pinus taeda* L., e sua relação com a temperatura do ar e pluviosidade. **Revista Árvore**, v.34, n.1, p.85-94, 2010.

VIERA, M.; CALDATO, S. L.; ROSA, S. F.; KANIESKI, M. R.; ARALDI, D. B.; SANTOS, S. R.; SCHUMACHER, M. V. Nutrientes na serapilheira em um fragmento de Floresta Estacional Decidual, Itaara, RS. **Ciência Florestal**, v.20, n.4, p.611-619, 2010.

VILLELA, D. M.; DE MATTOS, E. A.; PINTO, A. S.; VIEIRA, S. A.; MARTINELLI, L. A. Carbon and nitrogen stock and fluxes in coastal Atlantic Forest of southeast Brazil: potential impacts of climate change on biogeochemical functioning. **Brazilian Journal of Biology**, v.72, n.3, p.633-642, 2012.

WAGNER, F. H.; et al. Climate seasonality limits leaf carbon assimilation and wood productivity in tropical forests. **Biogeosciences**, v.13,, p.2537-2562, 2016.

WHITE, B. L. A.; NASCIMENTO, D. L.; DANTAS, T. V. P.; RIBEIRO, A. S. Dynamics of the production and decomposition of litterfall in a Brazilian Northeastern Tropical Forest (Serra de Itabaiana National Park, Sergipe State). **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v.35, n.2, p.195-201, 2013.

WOICIECHOWSKI, T. **Ciclagem de fitomassa e nutrientes na Floresta Ombrófila Densa Submontana no litoral do Paraná**. Curitiba, 133 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

XIA, S. W.; CHEN, J.; SCHAEFER, D.; GOODALE, U. M. Effect of topography and litterfall input on fine-scale patch consistency of soil chemical properties in a tropical rainforest. **Plant. Soil**, v.404, p.385-398, 2016.

XU, S.; LIU, L.; SAYER, E. J. Variability of above-ground litter inputs alters soil physicochemical and biological processes: a meta-analysis of litterfall-manipulation experiments. **Biogeosciences**, v.10, p.7423-7433, 2013.

ZHANG, D.; HUI, D.; LUO, Y.; ZHOU, G. L. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. **Journal of Plant Ecology**, v.1, n.2, p.85-93, 2008.

ZHANG, H.; YUAN, W.; DONG, W.; LIU, S. Seasonal patterns of litterfall in forest ecosystem worldwide. **Ecological Complexity**, v.20, p.240–247, 2014.

ZIPPARRO, V. B.; GUILHERME, F. A. G.; ALMEIDA-SCABBIA, R. J.; MORELLATO, L. P. C. Levantamento florístico de Floresta Atlântica no sul do estado de São Paulo, Parque Estadual Intervales, Base Saibadela. **Biota Neotropica**, v.5, n.1, p.147-170, 2005.

APÊNDICE 1 - CORRELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS E A DEPOSIÇÃO MENSAL DE SERAPILHEIRA EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSE EM ANTONINA, PR.

Fração	Radiação solar		Temperatura			Precipitação acumulada			Dias de chuva	Velocidade do vento			
	Média	Máxima	Média	Mínima	Máxima	Mensal	24 hs.	Dias seguidos		Média	Máxima	Rajadas média	Rajadas máxima
P3 _{30m} - terço inferior													
FD	0,36	0,48	0,40	0,47	0,76*	0,49	0,42	0,54*	0,15	0,10	0,33	0,60*	0,56*
RA	0,20	0,21	0,37	0,37	0,45	0,28	0,41	0,32	0,10	0,26	0,24	0,28	0,26
OR	-0,31	-0,05	-0,04	0,28	0,15	0,08	-0,09	0,02	0,52*	-0,45	-0,30	-0,36	0,10
MI	0,13	0,29	0,35	0,56*	0,83*	0,41	0,30	0,50*	0,35	0,05	0,17	0,37	0,44
TOTAL	0,22	0,39	0,42	0,58*	0,76*	0,49	0,42	0,53*	0,32	0,03	0,21	0,40	0,52*
P5 _{90m} - terço médio													
FD	0,10	0,24	0,30	0,45	0,81*	0,47	0,26	0,59*	0,30	0,07	0,21	0,47	0,39
RA	-0,01	-0,22	-0,25	-0,12	0,37	-0,25	-0,18	0,04	-0,22	0,67*	0,44	0,39	0,18
OR	0,30	0,47	0,53*	0,36	0,19	0,62*	0,61*	0,50*	0,47	-0,40	0,04	-0,08	0,27
MI	-0,29	-0,14	-0,06	0,08	0,51*	0,24	0,04	0,29	0,33	0,10	0,21	0,19	0,45
TOTAL	0,09	0,19	0,23	0,35	0,79*	0,42	0,24	0,54*	0,24	0,17	0,31	0,51*	0,47
P7 _{190m} - terço superior													
FD	0,17	0,32	0,47	0,48	0,67*	0,69*	0,45	0,79*	0,21	0,10	0,23	0,56*	0,37
RA	0,21	0,22	0,37	0,23	0,40	0,49	0,49	0,53*	-0,04	0,34	0,38	0,55*	0,35
OR	0,51*	0,65*	0,78*	0,53*	0,46	0,87*	0,67*	0,83*	0,13	-0,10	0,18	0,52*	0,30
MI	0,24	0,36	0,43	0,36	0,66*	0,63*	0,57*	0,65*	0,14	0,20	0,40	0,62*	0,54*
TOTAL	0,22	0,33	0,48	0,42	0,63*	0,67*	0,52*	0,75*	0,13	0,20	0,32	0,61*	0,41
P9 _{470m} - topo													
FD	0,32	0,43	0,42	0,24	0,67*	0,64*	0,59*	0,60*	0,28	0,17	0,59*	0,53*	0,79*
RA	0,01	0,07	0,19	-0,06	0,30	0,43	0,24	0,45	-0,20	0,23	0,19	0,44	0,27
OR	0,53*	0,62*	0,63*	0,37	0,39	0,55*	0,58*	0,39	0,35	-0,19	0,28	0,15	0,48
MI	0,23	0,46	0,57*	0,46	0,71*	0,80*	0,59*	0,75*	0,37	-0,08	0,26	0,43	0,58*
TOTAL	0,31	0,43	0,47	0,23	0,63*	0,69*	0,58*	0,63*	0,20	0,13	0,50*	0,54*	0,72*

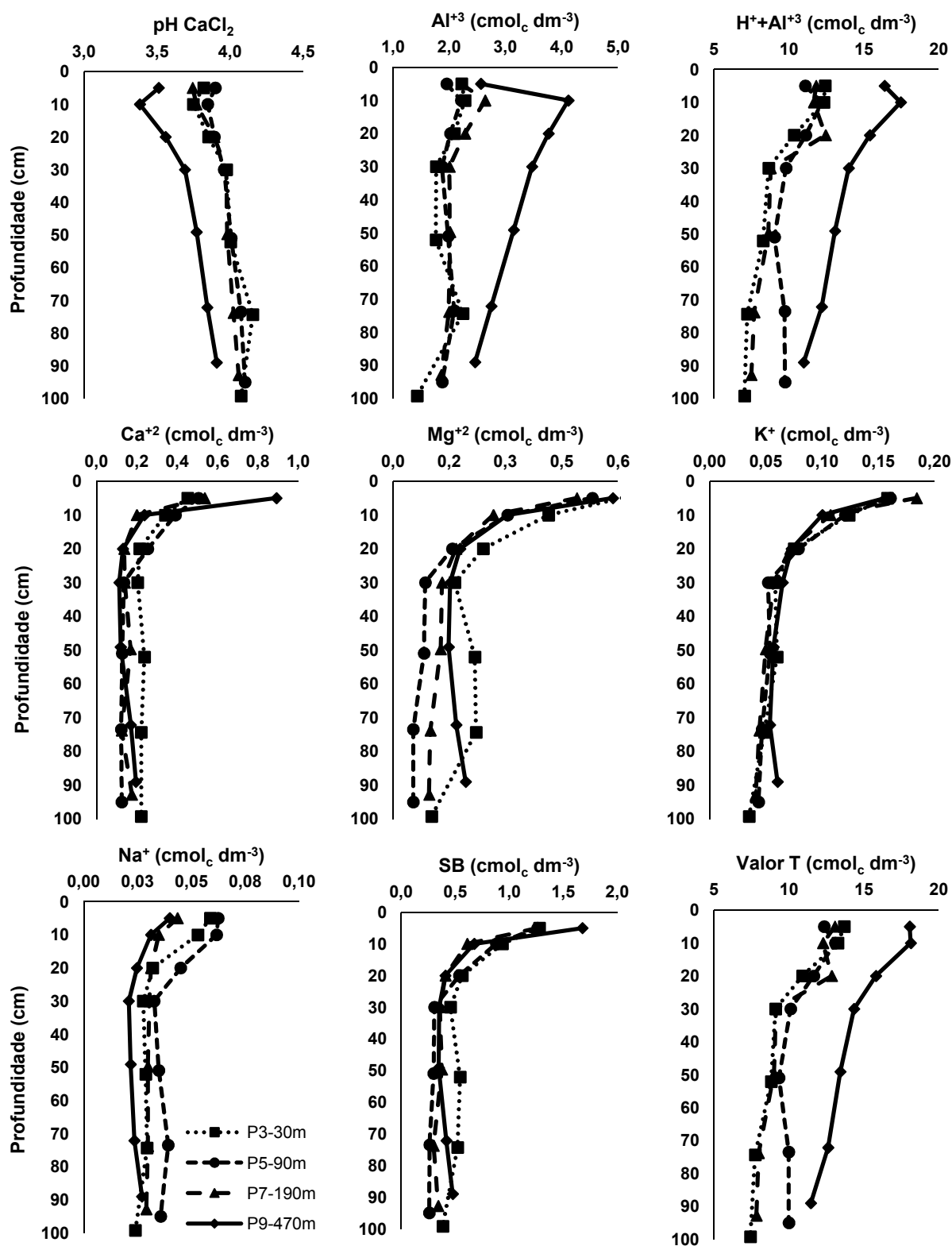
FONTE: O autor (2017). Teste de correlação de Pearson: *significância a 5% de probabilidade. FD = folhas diversas; RA = ramos e galhos finos; OR = órgãos reprodutivos; MI = miscelânea; TOTAL = serapilheira total.

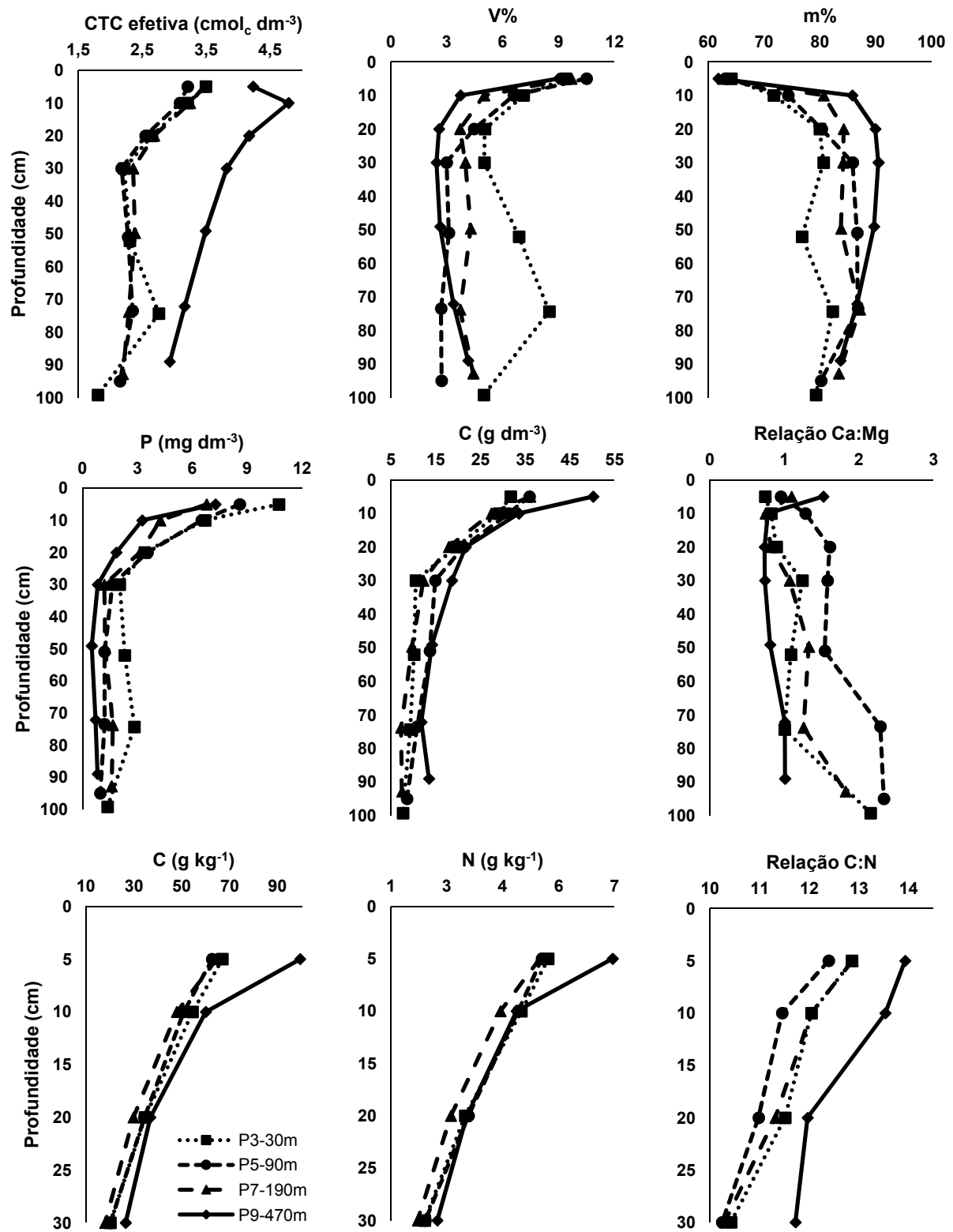
**APÊNDICE 2 - VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS MENSAS DA SÉRIE HISTÓRICA (ESTAÇÃO DO SIMEPAR EM ANTONINA)
E DO PERÍODO DE ESTUDO DE DEPOSIÇÃO DE SERAPILHEIRA (ESTAÇÃO NA RNG).**

Variável meteorológica	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR
SÉRIE HISTÓRICA (1999 A 2014) - ESTAÇÃO SIMEPAR EM ANTONINA												
Radiação solar máxima (W m^{-2})	521,2	471,5	438,8	602,3	564,3	531,0	595,2	569,0	675,2	673,8	659,8	582,5
Velocidade do vento (m s^{-1})	1,24	2,00	2,14	1,71	1,77	2,20	1,87	3,34	1,40	2,01	1,45	1,29
Precipitação acumulada (mm)	168,7	111,0	129,6	144,5	98,9	168,1	180,1	225,0	282,4	432,2	316,8	268,3
Temperatura mínima ($^{\circ}\text{C}$)	6,0	4,0	2,3	1,5	2,0	2,2	9,1	8,2	12,8	14,6	14,8	12,3
Temperatura média ($^{\circ}\text{C}$)	22,2	19,0	17,9	17,0	17,7	18,9	20,7	22,1	23,8	24,4	24,9	24,1
Temperatura máxima ($^{\circ}\text{C}$)	39,7	36,1	34,3	37,4	38,8	42,7	42,7	40,4	41,2	40,5	40,9	40,4
PERÍODO DE ESTUDO - ESTAÇÃO NA RNG												
Radiação solar máxima (W m^{-2}) ($r^2=0,63^*$; $p=0,029$)	721,5	541,8	468,2	449,9	608,3	644,3	627,5	548,0	712,8	765,9	876,1	652,9
Velocidade do vento (m s^{-1}) ($r^2=-0,04$; $p=0,913$)	0,50	0,50	1,51	1,76	1,76	1,51	1,01	1,01	1,76	1,26	2,52	0,25
Precipitação acumulada (mm) ($r^2=0,91$; $p<0,0001$)	153,4	194,4	95,8	120,8	21,6	141,6	234,8	257,8	242,2	469,6	413,1	338,2
Temperatura mínima ($^{\circ}\text{C}$) ($r^2=0,86$; $p=0,0003$)	14,9	12,1	5,8	8,0	10,3	10,9	15,3	17,5	17,3	17,0	16,4	17,7
Temperatura média ($^{\circ}\text{C}$) ($r^2=0,98$; $p<0,0001$)	22,9	20,3	19,1	18,2	20,0	19,7	21,1	22,3	24,1	25,3	26,0	24,5
Temperatura máxima ($^{\circ}\text{C}$) ($r^2=0,74$; $p=0,006$)	34,6	31,5	34,8	33,5	34,9	38,4	38,2	40,3	40,7	38,6	40,8	37,3

FONTE: O autor (2017). *Valores da significância do teste de correlação de Pearson.

APÊNDICE 3 - PARÂMETROS QUÍMICOS DO SOLO DAS PARCELAS AMOSTRADAS EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM ANTONINA, PR.





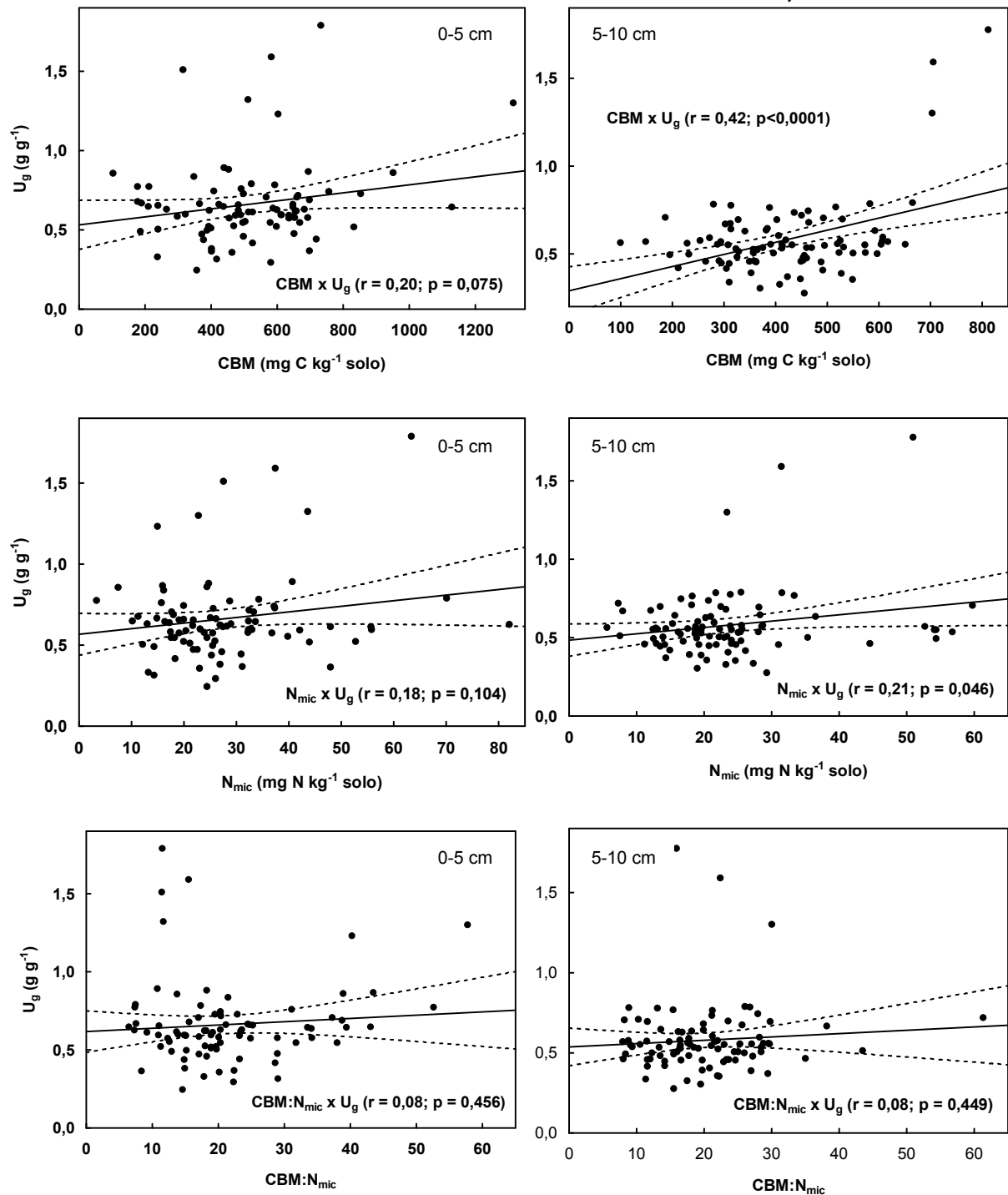
FONTE: O autor (2017). SB = soma de bases; T = capacidade de troca de cátions (CTC) potencial; $\text{CTC}_{\text{efetiva}}$ = capacidade de troca de cátions efetiva.

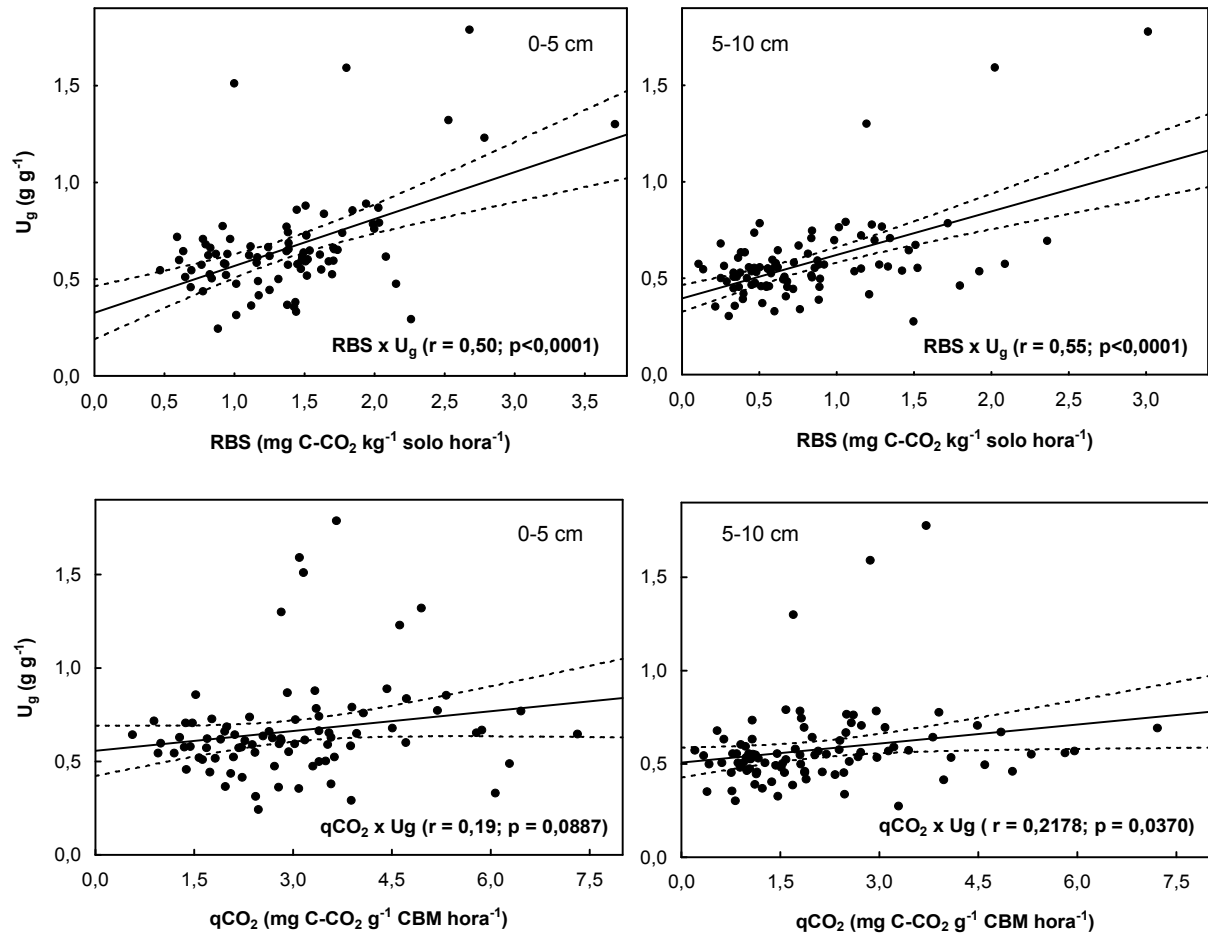
APÊNDICE 4 - FRAÇÕES DE SERAPILHEIRA ACUMULADA EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSA EM ANTONINA, PR.

Fração	P3 _{30m}		P5 _{90m}		P7 _{190m}		P9 _{470m}	
SERAPILHEIRA ACUMULADA NO OUTONO								
FD	1404,9 bB	(37)	1204,8 aB	(22)	1513,7 aB	(31)	2599,0 aA	(18)
FR	181,7 cA	(62)	169,7 cA	(38)	214,5 cA	(35)	251,1 cA	(42)
RA	2850,7 aA	(31)	776,7 abC	(25)	1053,7 abBC	(36)	1591,3 bB	(30)
MI	1007,7 bB	(29)	604,0 bB	(37)	648,5 bB	(41)	2289,1 abA	(28)
RZ	22,4 cA	(74)	18,1 dA	(102)	20,4 dA	(113)	92,7 cA	(155)
OR	51,1 cAB	(73)	50,3 cdAB	(134)	20,5 dB	(150)	193,1 cA	(145)
SERAPILHEIRA ACUMULADA NO INVERNO								
FD	1760,2 aA	(40)	2017,7 aA	(16)	1869,9 aA	(24)	2383,0 abA	(30)
FR	43,1 bA	(85)	26,1 cA	(73)	32,8 bA	(79)	54,6 cA	(51)
RA	1969,9 aA	(24)	1822,5 abA	(25)	1699,3 aA	(15)	2035,9 bA	(31)
MI	2071,8 aB	(20)	1321,3 bC	(42)	1826,9 aBC	(23)	3302,5 aA	(26)
RZ	116,0 bAB	(100)	53,9 cAB	(126)	8,3 bB	(155)	162,5 cA	(96)
OR	21,9 bA	(109)	21,5 cA	(98)	124,7 bA	(104)	67,5 cA	(104)
SERAPILHEIRA ACUMULADA NO PRIMAVERA								
FD	2040,9 aAB	(27)	1447,0 aB	(26)	2259,2 aA	(42)	1923,1 aAB	20)
FR	133,1 cA	(51)	67,4 cA	(59)	242,0 cA	(68)	130,6 cA	(47)
RA	1385,9 aA	(25)	719,6 bB	(33)	1026,7 bAB	(40)	1029,0 bAB	(34)
MI	679,5 bB	(65)	779,2 bB	(61)	1006,7 bB	(19)	2353,1 aA	26)
RZ	5,0 dA	(208)	39,9 cA	(119)	13,2 dA	(92)	95,5 cA	(73)
OR	28,1 cdA	(222)	22,5 cA	(110)	60,1 cdA	(124)	32,7 cA	(83)
SERAPILHEIRA ACUMULADA NO VERÃO								
FD	1006,5 aB	(44)	998,8 aB	(34)	1941,3 aA	(26)	1875,9 aA	20)
FR	57,3 cA	(50)	61,4 cdA	(50)	26,5 dA	(76)	117,8 bA	(34)
RA	270,1 bC	(65)	251,3 bcC	(47)	556,3 cB	(43)	1801,7 aA	(13)
MI	484,4 bC	(54)	479,1 bC	(42)	1065,3 bB	(35)	1888,8 aA	(27)
RZ	16,8 cB	(220)	19,9 dAB	(118)	123,1 dA	(86)	43,5 bAB	(69)
OR	19,0 cA	(93)	114,4 cdA	(123)	112,5 dA	(99)	70,7 bA	(109)

FONTE: O autor (2017). Médias seguidas da mesma letra maiúscula na linha e letra minúscula na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Valores entre parênteses indicam o coeficiente de variação. FD = folhas decompostas; FR = folhas recém depositadas; RA = ramos e galhos finos; MI = miscelânea; RZ = raízes; OR = órgãos reprodutivos.

APÊNDICE 5 - CORRELAÇÃO ENTRE OS PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS E A UNIDADE GRAVIMÉTRICA DO SOLO EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSE EM ANTONINA, PR.





FONTE: O autor (2017). CBM = carbono da biomassa microbiana; N_{mic} = nitrogênio microbiano; $CBM:N_{mic}$ = relação C:N da biomassa microbiana; RBS = respiração basal do solo; qCO_2 = quociente metabólico.

APÊNDICE 6 - MÉDIA ANUAL DOS PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS EM DUAS PROFUNDIDADES DO SOLO EM UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSE EM ANTONINA, PR.

Área	Carbono da biomassa microbiana (mg C kg ⁻¹ solo)					
	0-5 cm		5-10 cm		Média	
P3 _{30m}	453,00	bA (27,2)	406,34	aA (15,3)	429,67	b (22,4)
P5 _{90m}	445,79	bA (21,4)	423,66	aA (38,0)	434,72	b (29,1)
P7 _{190m}	475,65	bA (19,7)	437,06	aA (19,6)	456,36	ab (19,2)
P9 _{470m}	687,86	aA (14,9)	423,45	aB (15,2)	555,66	a (28,9)
Média	515,58	A (27,4)	422,62	B (22,5)		

Área	Nitrogênio microbiano (mg N kg ⁻¹ solo)					
	0-5 cm		5-10 cm		Média	
P3 _{30m}	32,09	abA (20,5)	28,70	aA (21,5)	30,39	a (20,9)
P5 _{90m}	32,73	aA (32,2)	27,77	aA (34,6)	30,25	a (32,9)
P7 _{190m}	21,35	cA (22,5)	20,05	bA (18,5)	20,70	b (20,0)
P9 _{470m}	23,90	bcA (8,1)	18,27	bB (10,9)	21,08	b (16,5)
Média	27,52	A (29,4)	23,70	B (31,1)		

Área	Relação C:N microbiana					
	0-5 cm		5-10 cm		Média	
P3 _{30m}	15,69	cA (46,9)	17,63	bcA (51,5)	16,66	b (49,4)
P5 _{90m}	14,76	cA (35,7)	15,54	cA (34,7)	15,15	b (34,9)
P7 _{190m}	22,81	bA (27,3)	23,28	abA (40,3)	23,04	a (34,2)
P9 _{470m}	30,88	aA (34,0)	23,96	aB (23,4)	27,42	a (32,9)
Média	21,03	A (47,2)	20,10	A (41,3)		

Área	Respiração basal do solo (mg C-CO ₂ kg ⁻¹ solo hora ⁻¹)					
	0-5 cm		5-10 cm		Média	
P3 _{30m}	1,16	bcA (7,2)	0,88	abB (30,4)	1,02	b (23,3)
P5 _{90m}	1,47	abA (29,4)	1,12	aB (52,2)	1,29	a (40,4)
P7 _{190m}	1,10	cA (11,4)	0,69	bB (15,6)	0,90	b (27,1)
P9 _{470m}	1,68	aA (18,9)	0,58	bB (29,2)	1,13	ab (54,8)
Média	1,35	A (26,0)	0,82	B (46,0)		

Área	Quociente metabólico do solo (mg C-CO ₂ g ⁻¹ CBM hora ⁻¹)					
	0-5 cm		5-10 cm		Média	
P3 _{30m}	2,95	abA (18,7)	2,13	abB (31,0)	2,54	ab (28,4)
P5 _{90m}	3,49	aA (19,3)	2,73	aA (27,8)	3,11	a (25,4)
P7 _{190m}	2,38	bA (23,2)	1,70	bB (23,0)	2,04	b (28,5)
P9 _{470m}	2,61	abA (13,0)	1,44	bB (8,6)	2,02	b (32,7)
Média	2,86	A (23,1)	2,00	B (35,6)		

FONTE: O autor (2017). Médias seguidas da mesma letra maiúscula na linha e letra minúscula na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Coeficiente de variação entre parênteses.